

Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH

Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento  
Ambiental

**Iporã Brito Possantti**

**Uma síntese sobre princípios e problemas fundamentais no uso de  
modelos hidrológicos para planejar a conservação de bacias  
hidrográficas**

Porto Alegre

2024

Iporã Brito Possantti

Uma síntese sobre princípios e problemas fundamentais no uso de modelos  
hidrológicos para planejar a conservação de bacias hidrográficas

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutor.

Orientador:

Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques

Porto Alegre

2024

Possantti, Iporã

Uma síntese sobre princípios e problemas  
fundamentais no uso de modelos hidrológicos para  
planejar a conservação de bacias hidrográficas / Iporã  
Possantti. -- 2024.

99 f.

Orientador: Guilherme Marques.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e  
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2024.

1. Hidrologia. 2. Recursos Hídricos. 3. Bacias  
Hidrográficas. 4. Serviços Ecossistêmicos. 5. Modelos  
Hidrológicos. I. Marques, Guilherme, orient. II.  
Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os  
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

**Iporã Brito Possantti**

Uma síntese sobre princípios e problemas fundamentais no uso de modelos hidrológicos para planejar a conservação de bacias hidrográficas

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutor.

Aprovado em: Porto Alegre, 6 de Dezembro de 2024

---

**Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques**  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Orientador

---

**Prof. Dr. Manuel Augusto Pulido Velázquez**  
Universitat Politècnica de València  
Examinador

---

**Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes**  
Universidade Federal de Pernambuco  
Examinadora

---

**Prof. Dr. Walter Collischonn**  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Examinador



## Código fonte

Este documento foi produzido com  $\text{\LaTeX}$ . O código fonte, assim como as figuras e versões em inglês estão disponíveis em atualizações mantidas no seguinte repositório:

<https://doi.org/10.5281/zenodo.14560036>

Para as amizades

## Agradecimentos

Agradeço ao professor e orientador Guilherme Fernandes Marques pelos ensinamentos, incentivo, parceria e, principalmente, pela confiança depositada em mim desde 2018. Essa é uma trajetória de sete anos. Já estamos vendo alguns frutos ficarem maduros. Mas é o só o começo.

Agradeço aos colegas acadêmicos do GESPLA, grupo de pesquisa em planejamento e gestão de recursos hídricos no IPH. Pelos almoços e jantas no Restaurante Universitário, pelas brincadeiras, pela companhia nas tardes de trabalho. Entre a velha e nova guarda com quem convivi, meus agradecimentos vão especialmente para Ana Paula Dalcin, Ariane Sigallis, Gláucio Souza, Ivo Melo, Júlia Daiello, Giúlia Carrard, Juliano Finck, Julieta Nhampossa, Luísa Lucchese, Márcio Inada, Paola Kuele, Rossano Belladonna e Vicente Lutz.

Agradeço aos colegas do programa de pós-graduação do IPH que me aturaram nas vezes que invadi as salas, perguntando sobre o que faziam e se acreditavam *mesmo* naquilo. Aos organizadores do Seminário Discente da Ciência da Água, que me elegeram como palestrante coringa. Em especial, aos colegas que formaram a Casa dos Brothers em Aracaju: Bruno Abatti, Carlos Ferrari, Cléber Gama, Juliana Andrade, Lara Nonnemacher, Marina Fagundes e Priscila Kipper (aqui está, finalmente, a IpoTese). Agradeço também ao amigo Rafael Barbedo, *O Veredas*, pela parceria e pelas discussões sobre o HAND em noites boêmias em Viena, Berlim e no Bom Fim. Aos amigos “da USP” (não do IPH), pela amizade e trocas que tivemos em Viena, Belo Horizonte e Aracaju: Dimaghi Schwamback, Julien Sone e Rodrigo Perdigão.

Agradeço à rede de mestres que me guiaram antes da pós-graduação. Aos 19 anos, em 2011, ingressei na iniciação científica, ajudando a hoje professora Maria Cristina de Almeida a preparar experimentos com bio-hidrogênio. A orientação do falecido professor Luiz Monteggia foi uma inspiração marcante de inventividade e curiosidade. Na época, também convivi com Ayan Fleischmann, que agradeço por trocas férteis já na pós-graduação. Agradeço ao falecido professor Dieter Wartchow, pela inspiração na busca por uma engenharia socialmente inclusiva. Agradeço ao professor Rualdo Menegat, que me inspirou com o Atlas Ambiental de Porto Alegre, uma obra enciclopédica ilustrada. Motivado pelo Atlas, tento conjurar o espírito de Humboldt e Lovelock. Agradeço à professora Tatiana Silva e aos colegas do LABMODEL e da FURG, pela prática além da Universidade – e por terem me transformado de futuro microbiologista no “cara dos mapas”. Agradeço ao meu último orientador, o professor Fernando Dornelles, que me trouxe de volta ao IPH no final da graduação, em 2016.

Também agradeço aos cidadãos da República Federativa do Brasil, que sustentam a infraestrutura acadêmica que pude usufruir e, em vários projetos, ser financiado. Agradeço à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, à Prefeitura de São Leopoldo e à Companhia Riograndense de Saneamento, pelas bolsas concedidas durante o doutorado. Agradeço retroativamente ao governo da Presidente Dilma Rousseff, que em 2014 criou o extinto programa Ciência Sem Fronteiras. Estudar em Filadélfia me permitiu superar dificuldades com o inglês, fundamentais para esta tese. Mesmo em quarentena, explorei o conhecimento graças à internet, ao sistema CAPES e ao domínio da língua inglesa.

Agradeço ao Marcelo Kronbauer e a toda equipe da UNISC, pela amizade e pela oportunidade de aplicar meus estudos na bacia do Arroio Castelhana, mesmo antes de concluir a tese. Temos muito trabalho pela frente.

Agradeço aos professores do IPH que me acompanharam no doutorado. Em especial, ao professor Walter Collischonn, pelas trocas férteis e pela oportunidade de lecionar sobre o TOPMODEL na disciplina de Simulação Hidrológica, mesmo sendo aluno da pós-graduação. Ao professor Rodrigo Paiva, pelas trocas e por me ajudar a quebrar o protocolo no SBRH

de Belo Horizonte ao fazer uma pergunta ao vivo ao professor Keith Beven. Ao professor Anderson Ruhoff, que me ensinou a fazer estimativas de evapotranspiração real. À professora Nilza de Castro, pela confiança em criar um estudo de caso com o Rio Potiribu, e desculpo-me por não ter conseguido integrar esse estudo aqui a tempo, devido à enchente extraordinária que atravessou o caminho de todos nós.

A maior enchente já registrada no Rio Grande do Sul, decorrente das instabilidades no sistema climático global, atrasou meu progresso neste texto. Agradeço aos amigos que estiveram presentes em um cenário traumático: Guilherme, *O Kura*; Laura Azeredo; e José Augusto Müller Neto. Agradeço também aos professores, pesquisadores e jornalistas que, juntos, formaram uma rede de informação durante o desastre.

Dedico esta tese à teia de amizades que se tornaram o centro da minha vida nesses anos de pós-graduação. Agradeço imensamente aos amigos pelo apoio, companhia e alegria compartilhada. Risadas, brincadeiras e abraços que iluminaram os dias sombrios da pandemia e me impediram de fugir para as montanhas. Gostaria de citar todos que me fizeram mais feliz nesse período, mas isso seria injusto – eu acabaria esquecendo alguém. Contudo, agradeço especialmente Joana Winckler, Luiza Tonial e Luisa Sarmiento, por fazerem a IpoFest acontecer. A Lucia Torres, Thomas Silveira e João Paulo Niedererauer, pela companhia pandêmica. Clara Martinez, por tudo, de Imbé a Barcelona. Mariana Vivian, principalmente pelas travessias virtuais com Karl Popper. Rafaela Machado, por me guiar por Berlim e Tapera. Júlia Kuse, pelas trilhas que aconteceram e as viagens que não. Ananda Casanova e a pequena Alice, por várias coisas. Aos amigos carijosos, Bettina Rubin, Matheus Schia e Giovana Corsetti. Mateus Coimbra e Santiago Costa, pela nossa nave. Luísa Acauan, Luciana Ruy e Karina Kerne, pelas manhãs no oceano.

Agradeço, com carinho, à querida Fernanda Prestes, pela companhia em meu retiro do mundo.

Agradeço ao meu pai, Genuir, por ter me dado o senso crítico, e à minha mãe, Maria Lucia, por ter me dado a criatividade. Juntos, eles também me deram todo o suporte material e imaterial para chegar aqui.

Por fim, admitindo meu lado Animista, agradeço ao Cantagalo, às figueiras, aos bugios, às aracuãs, às saracuras, ao barulho da sanga e do vento, aos urubus e gaviões, às preás e serpentes. Loba, Bela e Duque. Agradeço ao Sol, à Lua, a Vênus, a Marte, a Júpiter e a Saturno, que conversei por quase dois anos durante a quarenta. Sinto muita falta disso. Agradeço ao Oceano Atlântico e sua respiração. Na barra do Rio Tramandaí, agradeço aos botos e às orcas, principalmente a Geraldona. Sigam firmes. Na Zimba, agradeço às baleias francas e tartarugas, à pedra que separa o Luz da Barrinha, que é o centro do Universo. Ao costão da Diva, muito obrigado. Agradeço ao Farol da Santa Marta e aos Sambaquis e aos espíritos indígenas, que precisei fazer um acordo. Mas principalmente, agradeço a uma certa onda que veio abrindo pela esquerda, na Malvina, e me fez enxergar algumas coisas *acima e além*.

Nossa falha não é levarmos nossas teorias muito a sério, mas não as levarmos *suficientemente* a sério.

---

Steven Weinberg

A ascensão da inteligência artificial pode expulsar a maioria dos seres humanos do mercado de trabalho (...) Portanto, se você quer garantir um bom emprego no futuro, talvez estudar Filosofia não seja uma aposta tão ruim.

---

Yuval Harari

## Resumo

Esta tese é uma síntese que organiza as bases conceituais e filosóficas para o uso de modelos hidrológicos no planejamento da conservação de bacias hidrográficas e da expansão da infraestrutura verde. Com o objetivo de criar um mapa de ideias integrado, o trabalho não apenas conecta fundamentos teóricos e práticos, mas oferece um guia estruturado para futuras investigações e aplicações na área. O capítulo inicial apresenta as bases epistemológicas, abordando as justificações e limitações dos modelos hidrológicos. O segundo capítulo desenvolve uma abordagem ontológica com a Dinâmica de Sistemas, explorando como a arquitetura dos modelos define as respostas hidrológicas e identificando pontos de intervenção estratégica. No terceiro capítulo, a tese revisa a evolução dos paradigmas hidrológicos, culminando na Teoria da Conectividade, que propõe uma unificação dos processos de escoamento superficial e subterrâneo. O último capítulo explora o papel da Economia Ecológica na gestão de bacias, utilizando o modelo PLANS em esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) para priorizar áreas de conservação na escala dos lotes rurais. Ao sintetizar esses conceitos, a tese estabelece um conhecimento estruturado que facilita o avanço de novas pesquisas, permitindo que a comunidade científica articule com maior clareza e objetividade soluções sustentáveis e adaptativas para a gestão de bacias hidrográficas.

***palavras-chave*** — Modelagem Hidrológica; Revitalização de Bacias Hidrográficas; Pagamentos por Serviços Ambientais.

## Abstract

This thesis is a synthesis that organizes the conceptual and philosophical foundations for the use of hydrological models in planning watershed conservation and expansion of green infrastructure. With the aim of creating an integrated map of ideas, the work not only connects theoretical and practical foundations but also offers a structured guide for future investigations and applications in the field. The initial chapter presents the epistemological bases, addressing the justifications and limitations of hydrological models. The second chapter develops an ontological approach with Systems Dynamics, exploring how model architecture defines hydrological responses and identifying points for strategic intervention. In the third chapter, the thesis reviews the evolution of hydrological paradigms, culminating in the Theory of Connectivity, which proposes an unification of surface and subsurface flow processes. The final chapter explores the role of Ecological Economics in watershed management, using the PLANS model in Payment for Ecosystem Services (PES) schemes to prioritize conservation areas at the operational scale of the farms. By synthesizing these concepts, the thesis establishes a structured body of knowledge that facilitates the advancement of new research, enabling the scientific community to articulate sustainable and adaptive solutions for watershed management with greater clarity and objectivity.

**keywords** — Hydrological Modeling; Watershed Conservation; Payments for Ecosystem Services.

## Lista de Figuras

1.1	De circuitos eletrônicos para processos hidrológicos . . . . .	6
1.2	Exemplo do condicionamento bayesiana . . . . .	13
1.3	Primeira etapa de condicionamento de um modelo linear . . . . .	15
1.4	Segunda etapa de condicionamento de um modelo linear . . . . .	16
1.5	Erro aditivo e erro multiplicativo . . . . .	17
1.6	Bandas de incerteza de vazão a partir de curvas-chave . . . . .	18
1.7	Critérios de rejeição para seleção de modelos . . . . .	20
1.8	Abordagem instrumentalista para a modelagem hidrológica . . . . .	27
1.9	Mapeamento de áreas prioritárias considerando incertezas . . . . .	29
2.1	O processo de modelagem . . . . .	33
2.2	Representação de sistemas por modelos . . . . .	36
2.3	Estabilidade de sistemas . . . . .	41
2.4	Dinâmica de Sistemas e o modelo de compartimentos . . . . .	46
2.5	Um protótipo de modelo hidrológico . . . . .	52
2.6	Exploração de cenários da expansão de SBN em bacias com Programação Di- nâmica . . . . .	58
2.7	Abordagem híbrida do método GLUE . . . . .	60
3.1	Encostas: onde tudo começa . . . . .	64
3.2	O paradigma Hortoniano . . . . .	68
3.3	Implicações do modelo Hortoniano . . . . .	72
3.4	Diferenciação dos mecanismos de resposta rápida. . . . .	73
3.5	Exfiltração rápida por macroporos . . . . .	76
3.6	A topografia e a área de contribuição variável . . . . .	79
3.7	O paradoxo da água velha . . . . .	82
3.8	Mobilização da água velha . . . . .	85
3.9	Sistematização das diferentes escalas . . . . .	94
3.10	Hipóteses e implicações do TOPMODEL . . . . .	96
3.11	O modelo PLANS . . . . .	102
3.12	O paradigma da conectividade . . . . .	105
4.1	O espectro da Economia . . . . .	111
4.2	Utilidade marginal e as curvas de demanda . . . . .	115
4.3	A Macroeconomia Ecológica . . . . .	119
4.4	A escala ótima da Antroposfera . . . . .	121
4.5	Classificação dos recursos naturais . . . . .	123
4.6	Soluções para o problema do livre acesso . . . . .	126
4.7	O modelo de cascata de serviços naturais . . . . .	129
4.8	O sistema CICES de classificação de serviços naturais . . . . .	131
4.9	As manifestações de valor utilitário . . . . .	133
4.10	Serviços naturais hidrológicos e a expansão de infraestrutura verde. . . . .	137
4.11	Os esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais . . . . .	142



4.12	Adicionalidade potencial e real. . . . .	148
4.13	Adicionalidade potencial com o modelo PLANS . . . . .	151
4.14	Adicionalidade na escala operacional dos lotes . . . . .	152
4.15	O índice de prioridade e trade-offs . . . . .	153

## Lista de Tabelas

1.1	Espaço de possibilidades do exemplo do aeroporto . . . . .	10
1.2	Exemplo condicionamento objetivo . . . . .	11
1.3	Exemplo de condicionamento subjetivo . . . . .	11
2.1	Resumo do protótipo de modelo hidrológico . . . . .	51
2.2	Diagnóstico de modelos. . . . .	55
3.1	Processos hidrológicos em bacias de ordem zero . . . . .	67
4.1	Os serviços naturais hidrológicos . . . . .	139
4.2	Infraestrutura verde para serviços naturais hidrológicos . . . . .	141
4.3	Princípios e diretrizes científicas para programas de PSA . . . . .	146

## Siglas

**CICES** Common International Classification of Ecosystem Services. 132, 133

**CN** *Curve Number*. 72–74, 81, 107, 169

**ET** evapotranspiração. 48, 49, 51, 67

**GLUE** *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*. 12, 57

**HAND** Height Above Nearest Drainage. 101–103

**MDE** Modelo Digital de Elevação. 98, 101, 102

**MEA** Millennial Ecosystem Assessment. 131, 132

**PSA** Pagamentos por Serviços Ambientais. xiv, 142–150

**SBN** Soluções Baseadas na Natureza. 101, 140, 149

**SCS** *Soil Conservation Service*. 68, 72, 73, 81

**TEEB** The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 134–136

**TWI** Topographic Wetness Index. 97, 98, 101, 103

**USDA** *United States Department of Agriculture*. 73, 74

# Símbolos

## Capítulo 1 – O papel das teorias e das evidências

$\mathcal{L}$	Verossimilhança informal
$\mu$	Média
$\Omega$	Espaço de possibilidades
$\sigma$	Desvio padrão
$\sigma^2$	Variância
$\Theta$	Vetor de parâmetros
$\Upsilon$	Vetor de dados de entrada
$\varepsilon$	Erro
$E$	Evidência
$H$	Hipótese
$M$	Modelo
$n$	Tamanho amostral
$O$	Observação
$P$	Probabilidade
$S$	Enunciado
$s^2$	Variância amostral

## Capítulo 2 – O funcionamento de sistemas e modelos

$\Delta t$	Passo de tempo
$\mu_M$	Média dos pontos simulados
$\mu_O$	Média dos pontos observados
$\Omega_\Theta$	Espaço paramétrico
$\sigma_M$	Desvio padrão dos pontos simulados
$\sigma_O$	Desvio padrão dos pontos observados
KGE	Eficiência de Kling e Gupta
MAE	Média do erro absoluto
RMSE	Raiz quadrada da média do erro ao quadrado
$R^2$	Coefficiente de determinação
$\Theta$	Conjunto de parâmetros
$\Upsilon$	Variáveis exógenas, dados de entrada
$E$	Evapotranspiração

$I$	Fluxo material de entrada em um compartimento
$k$	Tempo de residência médio
$O$	Fluxo material de saída em um compartimento
$P$	Precipitação, chuva
$Q$	Escoamento, vazão
$R$	Escoamento superficial rápido
$r$	Coefficiente de correlação
$S$	Estado ou nível de um compartimento
$s_{\max}$	Capacidade de armazenamento
$s_a$	Nível de ativação
$s_c$	Nível de conectividade
$y_{M,i}$	Ponto (valor) simulado
$y_{O,i}$	Ponto (valor) observado

### Capítulo 3 – A compreensão de processos hidrológicos

$\alpha$	Área de drenagem por unidade de contorno
$\beta$	Declividade do terreno
$\Delta z$	Diferença de potencial hidrostático (Lei de Darcy)
$\kappa$	Condutividade hidráulica lateral, transmissividade
$\kappa_{\max}$	Condutividade hidráulica lateral máxima
$\lambda$	Índice topográfico de saturação
$\nabla \Phi$	Gradiente de potencial hidrostático (Lei de Darcy)
$\nu$	Volume do hidrograma
$\omega$	Fator de escalonamento
<b>C</b>	Dossel da vegetação
<b>D</b>	Déficit gravitacional
<b>D<sub>v</sub></b>	Déficit capilar
<b>G</b>	Zona freática
<b>O</b>	Horizonte orgânico
<b>S</b>	Superfície do solo
<b>V</b>	Zona vadosa
HT	Índice TWI realçado pelo HAND
H	HAND - Altura Sobre a Drenagem Mais Próxima
H <sub>max</sub>	Limiar superior de HAND
T	TWI - Índice topográfico umidade
T <sub>max</sub>	Limiar superior de TWI
V <sub>c</sub>	Água capilar na zona vadosa
V <sub>g</sub>	Água gravitacional na zona vadosa

$\tilde{H}$	HAND normalizado
$\tilde{T}$	TWI normalizado
$A$	Área da seção de tubulação (Lei de Darcy)
$c_{\max}$	Capacidade de interceptação
$e_c$	Evaporação no dossel
$e_g$	Transpiração na zona freática
$e_o$	Transpiração no horizonte orgânico
$e_{\text{pot}}$	Evapotranspiração potencial
$e_s$	Evaporação na superfície
$e_v$	Transpiração na zona vadosa
$f$	Infiltração
$f_{\max}$	Capacidade de infiltração
$g$	Tempo de residência médio do aquífero
$H_w$	Fator de dominância de HAND
$H_\alpha$	Limiar de iniciação da drenagem
$K$	Condutividade hidráulica
$k$	Tempo de detenção médio de reservatório linear
$l$	Comprimento da tubulação (Lei de Darcy)
$m$	Uniformidade vertical do solo
$n$	Número efetivo de reservatórios lineares
$o_{\max}$	Capacidade de campo do horizonte orgânico
$P$	Precipitação, chuva
$P_s$	Chuva efetiva
$P_x$	Chuva excedente
$Q$	Escoamento, fluxo, vazão
$Q_{\text{gt}}$	Escoamento translacional
$q_{g,i}$	Fluxo de base lateral por unidade de contorno
$Q_{g,\max}$	capacidade de produção do aquífero
$Q_g$	Escoamento de base
$q_o$	Percolação entre horizontes
$q_{\text{se}}$	Chuva direta, escoamento por excesso de saturação
$q_{\text{si}}$	Enxurrada, escoamento superficial
$q_{\text{ss}}$	Exfiltração, escoamento subsuperficial
$q_v$	Recarga
$s_{\max}$	Capacidade de detenção superficial
$u$	Velocidade darciana (Lei de Darcy)
$v_{\max}$	Capacidade de campo do horizonte mineral

# Conteúdo

<b>Siglas</b>	<b>xv</b>
<b>Símbolos</b>	<b>xvi</b>
<b>0 Introdução</b>	<b>1</b>
<b>1 O papel das teorias e das evidências</b>	<b>5</b>
1.1 Circuitos eletrônicos	5
1.2 O problema da justificação	7
1.3 O processo de confirmação	9
1.4 Rejeição de teorias	17
1.5 Mudanças de paradigmas	21
1.6 O problema da subdeterminação	24
1.7 Resumo do capítulo	30
<b>2 O funcionamento de sistemas e modelos</b>	<b>32</b>
2.1 O processo de modelagem	32
2.2 O problema de representação	35
2.3 A teoria geral dos sistemas	37
2.4 Dinâmica de Sistemas	42
2.5 Um protótipo de modelo	47
2.6 Diagnóstico de modelos	54
2.7 Resumo do capítulo	61
<b>3 A compreensão de processos hidrológicos</b>	<b>63</b>
3.1 Bacias de ordem zero	63
3.2 A Era da infiltração	67
3.3 A Era da diferenciação	73
3.3.1 A função de macroporos	75
3.3.2 A influência da topografia	80
3.3.3 Paradoxos da idade da água	82
3.4 Modelos hidrológicos e suas limitações	86
3.4.1 Sobre dados e processos	86
3.4.2 O dilema da incomensurabilidade	88
3.4.3 Abordagem de campos vetoriais	88
3.4.4 El Dorado – a crise na Hidrologia	91
3.5 As questões de escala	93
3.5.1 Escalonamento ascendente e descendente	93
3.5.2 Escalonamento com o modelo TOPMODEL	95
3.5.3 Escalonamento com o modelo PLANS	100
3.6 O paradigma da conectividade	104
3.7 Resumo do capítulo	108

<b>4 O arcabouço ecológico de planejamento</b>	<b>110</b>
4.1 A escolha de um paradigma econômico . . . . .	110
4.2 Entre os meios e os fins: Economia . . . . .	111
4.2.1 A Ética do Utilitarismo . . . . .	113
4.2.2 A teoria da utilidade marginal . . . . .	114
4.2.3 Paradigmas macroeconômicos . . . . .	116
4.2.4 A ontologia do Fisicalismo . . . . .	117
4.2.5 O modelo ecológico de macroeconomia . . . . .	119
4.3 Capital natural . . . . .	120
4.3.1 A escala ótima da antroposfera . . . . .	120
4.3.2 Compreendendo os recursos naturais . . . . .	123
4.3.3 O problema do livre acesso . . . . .	125
4.4 Serviços naturais . . . . .	129
4.4.1 Classificações de serviços naturais . . . . .	130
4.4.2 Manifestações de valor utilitário . . . . .	133
4.4.3 Métodos de valoração . . . . .	135
4.5 Serviços naturais hidrológicos . . . . .	138
4.5.1 Segurança hídrica e infraestrutura verde . . . . .	138
4.5.2 Esquemas de pagamentos . . . . .	142
4.5.3 Diretrizes de planejamento . . . . .	145
4.5.4 O princípio da adicionalidade . . . . .	148
4.5.5 Aplicações com o modelo PLANS . . . . .	150
4.6 Resumo do capítulo . . . . .	154
<b>Glossário</b>	<b>156</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>181</b>



# Capítulo 0

## Introdução

— Iporã, pense primeiro no problema, não na ferramenta.

Foi o que o professor Guilherme Marques me disse em uma tarde quente em dezembro de 2017, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre. Eu havia sido aprovado na seleção do mestrado acadêmico no programa de pós-graduação, e estabelecia os primeiros contatos com o pesquisador que iria me orientar nos próximos dois anos, que com o doutorado se tornaram sete. “*A ferramenta a gente vê depois; antes precisamos entender com profundidade quais são as perguntas relevantes do problema de pesquisa.*”, ele continuou, tomando um café e explicando que o método, se eleito antes do problema, iria nos aprisionar de forma irremediável. Caso fosse necessário, ele me encorajou, eu teria que inventar um método inovador para obter uma solução inovadora. Mas antes, eu deveria formular bem as perguntas. Eu gostei disso.

Com essa orientação em mente, fui a Brasília para o Fórum Mundial da Água, em março de 2018. No evento, a pauta das Nações Unidas (2018) [1] me motivou a estudar soluções baseadas na natureza para o gerenciamento de recursos hídricos. Ao retornar a Porto Alegre, decidi investigar como expandir a infraestrutura verde para melhorar a segurança hídrica urbana. Diante das pressões do clima futuro e da demanda por água, surgiram inúmeras questões: o que fazer? quando? qual o custo? vale a pena? onde investir? Essas perguntas tornaram-se ainda mais pertinentes após iniciativas institucionais como a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (2021) [2] e o Programa Nacional de Revitalização de Bacias Hidrográficas. Os impactos das mudanças climáticas, escancarados em 2024, também reforçam a urgência de estratégias adaptativas rigorosamente fundamentadas.

Essas perguntas me conduziram para conceber e programar um modelo hidrológico, que eu chamei de PLANS. Ou seja, ao invés de depender de modelos genéricos e já prontamente utilizáveis, o caminho do problema me forçou a arquitetar uma ferramenta customizada. Os primeiros resultados dessa trajetória foram publicados em Possantti & Marques (2022) [3], em que avaliamos o custo-benefício e o calendário de ações para cenários na bacia hidrológica do Rio dos Sinos. Nesse caso, a principal necessidade de um modelo maleável foi o acoplamento em um algoritmo de otimização, a Programação Dinâmica. Como milhares de simulações eram necessárias, eu configurei o modelo como uma rotina na mesma linguagem de programação do algoritmo.

Daí em diante, avançamos sobre o problema de alocação espacial: *onde* atuar? Estudamos a bacia do Arroio Castelhana, em Venâncio Aires, onde ocorre um projeto piloto de Pagamentos por Serviços Ambientais. Para gerar o mapa de áreas prioritárias, publicado em Possantti *et al.* (2023) [4], me aprofundei na representação espacial dos processos hidrológicos nas encostas, o que me levou a reflexões filosóficas sobre modelagem. É que para obter

resultados na escala operacional, era necessário um modelo suficientemente detalhado. Mas os modelos fisicamente embasados, embora úteis para simular campos vetoriais de velocidade da água, são proibitivos em termos computacionais e apresentam incertezas semelhantes aos modelos semi-distribuídos. Concluí, assim, que os princípios do TOPMODEL eram mais eficazes para abordar o problema de alocação espacial, levando à programação de uma nova versão do modelo PLANS.

Com o tempo, a orientação de pensar primeiro no problema tornou-se uma tarefa complexa. Eu acabei abrindo várias portas no caminho do problema, em uma exploração quase interminável. A banca de qualificação apontou, corretamente, que eu estava “avançando para trás”. No caso da modelagem, o aprofundamento teórico trouxe à tona problemas inevitáveis, como a incerteza empírica, a equifinalidade e a escala. Dilemas similares surgiram no lado da gestão, pois definir prioridades requer um princípio econômico, como o da adicionalidade potencial em bacias hidrográficas. Da mesma forma, avaliar a viabilidade de investimentos em infraestrutura verde demanda um sistema de valoração dos processos hidrológicos. Rapidamente, encontrei questões mais teóricas, que a Filosofia articula melhor do que a Ciência.

A tese apresentada é a expressão final dessa exploração de problemas. O texto a seguir realiza uma **síntese** dos princípios e problemas fundamentais no uso de modelos hidrológicos no planejamento da conservação de bacias hidrográficas. O objetivo da monografia é estabelecer conexões conceituais que fundamentem o uso desses modelos nesse contexto. Ao contrário da **análise**, que faz um desmembramento conceitual, a síntese reúne elementos distintos e os organiza num todo coerente. Não raro, meus colegas se ocupam em suas teses de *analisar* questões científicas específicas, respondendo a elas com métodos e estratégias especializados. Esse movimento intelectual é essencial para a profundidade local, mas alguém precisa, eventualmente, fazer o esforço oposto, unificando as abordagens analíticas em uma visão global coerente. Como veremos, a Ciência não é apenas encaixar peças num quebra-cabeça, mas sim ter uma visão sobre a imagem final que o quebra-cabeça completo revelará.

Cabe ressaltar que o trabalho de síntese, especialmente quando voltado para fundamentações, é cada vez mais deixado de lado pela pressão acadêmica por publicações em periódicos revisados por pares, que exigem resultados inéditos. Isso pode levar a um uso de modelos hidrológicos sem um senso crítico sobre suas premissas fundamentais. Lieke Melsen (2022) [5], por exemplo, ao entrevistar 14 pesquisadores em recursos hídricos, identificou que a principal razão para a escolha de modelos hidrológicos é a influência de colegas mais experientes no grupo. Há uma eficiência evidente em seguir o trabalho de colegas, mas isso reforça a importância de trabalhos de síntese que revisem as fundamentações, evitando que essa continuidade se torne mera imitação. Com o advento da Inteligência Artificial e dos modelos de linguagem, a imitação generalizada apresenta desafios crescentes para a produção de conhecimento verdadeiramente humano. Assim, sugiro que nos inspiremos em trabalhos como os de Keith Beven (2002) [6], na Hidrologia, e Herman Daly (2015) [7], na Economia, autores que buscam uma coerência maior ao explicitar questões filosóficas subjacentes.

O resultado inovador desta síntese, portanto, é um **mapa de ideias** que está articulado em quatro capítulos, enfileirados em uma ordem crescente de grau de aplicação prático e de integração dos conceitos sistematizados. Além dos capítulos, um Glossário foi criado com esse mesmo espírito, para cumprir a função de mapa. Assim, a síntese resulta em uma estrutura que agiliza a compreensão abrangente e integrada dos assuntos relacionados com o uso de modelos hidrológicos no gerenciamento integrado de recursos hídricos, em especial no desenho de estratégias para a expansão da infraestrutura verde em bacias de ordem zero. Com ela, deseja-se que a comunidade científica avance com firmeza para articular nas frentes puras e aplicadas os conceitos organizados, buscando novas soluções e preenchendo lacunas, mas também revelando novos problemas e falhas que eventualmente demandam uma reformulação completa dos fundamentos pré-estabelecidos.

O primeiro capítulo enfatiza as fundamentações epistemológicas sobre o uso de modelos, incluindo os hidrológicos, que visam veicular teorias sobre a realidade. O foco é na filosofia do **instrumentalismo**, que reconhece as incertezas ao tentarmos “capturar” a realidade com teorias matemáticas precisas. O papel das evidências empíricas é explorado sob várias perspectivas, assim como a importância dos paradigmas na construção de teorias. A implicação prática é que podemos adotar um critério de rejeição para modelos hidrológicos, o **teste de encapsulamento** pela banda de incerteza observacional. Como realizar esse teste, abrangendo desde a incerteza das curvas-chave até cenários futuros, são caminhos abertos para investigação.

O segundo capítulo aborda a ontologia de modelos, desenvolvendo uma transição entre temas teóricos e práticos. O ponto central é introduzir a **Dinâmica de Sistemas**, uma abordagem que cria modelos a partir de uma rede de reservatórios conectados por fluxos de entrada e saída. Embora esses “tijolos de construção” sejam simples, ilustro como arranjos de níveis e fluxos podem rapidamente gerar comportamentos complexos. O capítulo também sistematiza técnicas de **diagnóstico de modelos**, avaliando sua adequação sob diversos aspectos. Muitos caminhos para pesquisas futuras são abertos, incluindo modelos baseados em agentes, modelagem exploratória, análise de sensibilidade, pesquisa operacional e, crucialmente, o problema da reprodutibilidade, que é a dificuldade de uso de modelos por outros além de seus criadores.

O terceiro capítulo adentra o campo da Hidrologia, revisando a evolução dessa Ciência ao longo do século XX, marcada por sucessivas mudanças de paradigmas precipitadas por evidências empíricas de bacias experimentais. A mensagem essencial é que, para a conservação de bacias, os processos hidrológicos devem ser avaliados na escala das encostas, chamadas **bacias de ordem zero**. Destaca-se que as enxurradas nas encostas fazem parte de uma gama de respostas hidrológicas — rápidas e lentas, subterrâneas e superficiais — que variam conforme a topografia, solo, vegetação, clima e estação. Demonstra-se que a dificuldade em conciliar essa complexidade com modelos hidrológicos gerou debates e incertezas, como os problemas de **equifinalidade** e **escala**. Novos caminhos promissores surgem com a teoria da conectividade, um paradigma unificador recentemente proposto.

No quarto capítulo, por fim, chega-se na gestão aplicada de bacias hidrográficas, precedida por uma exposição teórica sobre os princípios econômicos e éticos que orientam as decisões nesse campo. O capítulo destaca o papel da **Economia Ecológica** em promover mudança de paradigma que vê as bacias como capital natural, fornecedoras de serviços hidrológicos naturais. Assim, a gestão de áreas de mananciais com instrumentos econômicos, como esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), são interessantes para garantir a segurança hídrica dos usuários de água. Nesse contexto, o modelo PLANS apresenta-se como uma ferramenta adequada para estimar a **adicionalidade potencial** em nível de lotes rurais e priorizar áreas de conservação, considerando as incertezas. Novos caminhos surgem, especialmente para avaliar trade-offs e sinergias com outros serviços naturais e integrar os benefícios da infraestrutura cinza.



Em 16 de Fevereiro de 2023, às 15 horas e 23 minutos, dois cisnes pretos foram observados no parque aos fundos do Palácio das Laranjeiras, Rio de Janeiro, Brasil. Um único cisne preto já seria suficiente para provar que *nem todos os cisnes são brancos*.

# Capítulo 1

## O papel das teorias e das evidências

Há muito eu havia observado que, em relação aos costumes, é necessário às vezes seguir opiniões que sabemos serem incertas como se fossem indubitáveis; mas, como eu desejava então ocupar-me apenas da busca da verdade, pensei que era preciso fazer o contrário, e rejeitar como absolutamente falso tudo aquilo que pudesse imaginar a menor dúvida, a fim de ver se restaria, depois disso, alguma coisa em minha crença que fosse inteiramente indubitável.

---

René Descartes, *Discurso do método*, p. 15 [8]

É claramente possível desenvolver e usar modelos ambientais sem nenhuma filosofia subjacente. Muitos praticantes o fazem, ainda que a maioria no fundo talvez queira desenvolver e usar modelos que sejam *o mais realistas possíveis*, dadas as restrições do conhecimento atual, das capacidades computacionais e das tecnologias de observação.

---

Keith Beven, (2002, p. 2465) [6]

130

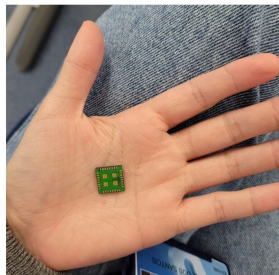
### 1.1 Circuitos eletrônicos

135

Na prática, simular processos hidrológicos consiste em aplicar tensões elétricas sobre circuitos eletrônicos. É *literalmente* isso que acontece durante a execução de um modelo. A forma e a ordem como as tensões são aplicadas correspondem diretamente às instruções fornecidas para a unidade de processamento central (CPU) de uma máquina, geralmente um computador digital. Nesse caso, fornecemos ao sistema operacional um código em uma linguagem de alto nível (como Fortran ou Python) que é interpretado para uma versão de baixo nível, processável pela máquina. Com isso, todas as informações, incluindo dados e instruções, são convertidas em dígitos binários (*bits*) armazenados por estados de circuitos eletrônicos denominados de **transistores**. O processamento, por sua vez, acontece através de portas lógicas que executam



**a** circuitos eletrônicos



**b** processos hidrológicos



**Figura 1.1 — De circuitos eletrônicos para processos hidrológicos.** **a.** — Aplicar um modelo hidrológico consiste em *literalmente* aplicar tensões em circuitos eletrônicos digitais. Os resultados das simulações se referem literal e objetivamente ao processamento dos estados binários de transistores. **b.** — Os usuários de modelos hidrológicos em geral aceitam que os resultados eletrônicos são uma *representação realista*, ainda que aproximada, de diversos processos hidrológicos, seja a infiltração da chuva, o enxurrada  $q_{si}$  ou a vazão de um rio. Como isso é possível? A fotografia em (a) foi cedida gentilmente pela engenheira eletricista Karina Kerne; a fotografia em (b) foi produzida pelo autor sobre a ponte sobre o Rio Pardinho ao sul do Lago Dourado, Santa Cruz do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil.

140 operações *booleanas* de conjunção  $\wedge$ , disjunção  $\vee$  e negação  $\neg$  sobre os bits. Todos os gráficos, mapas e animações que vemos após uma simulação se referem objetivamente aos estados gravados de trechos da memória digital dessa máquina - números representados na forma binária por transistores. Dito isso, como é possível que padrões binários em circuitos digitais tenham *alguma coisa a ver* com a chuva, o escoamento dos rios ou a saturação do solo?

145 Como destacado por Keith Beven na epígrafe do capítulo, são raras as aplicações de modelos hidrológicos<sup>1</sup> que fundamentam essa questão com uma *filosofia explícita* [6]. Mesmo assim, os usuários de modelos em geral acreditam que os resultados das simulações oferecem uma *representação realista* de processos e fenômenos que de fato existem no mundo, não apenas nos circuitos eletrônicos, como a erosão dos solos, o escoamento dos rios, a transpiração das plantas, etc. É claro, ninguém pensa que as simulações dos modelos hidrológicos fornecem uma descrição *exata* da realidade, mas geralmente se aceita que eles asseguram uma descrição *aproximada* da realidade e que essa aproximação pode ser melhorada à medida que novas tecnologias de computação e de observação tornam-se disponíveis. Essa crença acentua-se ainda mais quando os resultados das simulações são direcionados para auxiliar na tomada de decisões importantes relacionadas com a gestão dos recursos hídricos em organizações do Estado ou de empresas privadas. Se recursos materiais e humanos são alocados com base nesses resultados, é bom mesmo que eles concordem com a realidade!

Beven denomina essa filosofia implícita comum entre os usuários de modelos hidrológicos de **realismo pragmático**. Ele classifica essa postura como ingênua, demonstrando que a tão almejada representação realista, quando levada a sério, torna-se um objetivo extraordinário diante da **incerteza empírica** que existe na modelagem hidrológica. É função da gestão de recursos hídricos construir políticas a partir de fatos e dados. Para tanto, os modelos empregados devem, acima de tudo, ser úteis, uma vez que sempre terão erros e limitações. Isso requer uma postura crítica em relação ao uso dos modelos e seus resultados. Como destacado por Ongaro e Andreoletti, a incerteza é um atributo pervasivo no processo de tomada de decisão [9]. Nesse contexto, eles argumentam que o papel adequado das autoridades científicas é informar sobre as incertezas empíricas para que outros grupos de interesse possam avaliar como essas incertezas se refletem nos resultados e impactos das decisões tomadas em ambientes políticos. Mas essa postura crítica só é possível a partir de uma perspectiva filosófica explícita, denominada aqui de **instrumentalismo**, que traz à tona diversos problemas que precisam ser endereçados antes de afirmarmos a correspondência entre campos eletromagnéticos em circuitos eletrônicos e processos hidrológicos em bacias hidrográficas.

<sup>1</sup>Ainda que Beven na verdade se refira a modelos ambientais em geral, incluindo modelos atmosféricos e geocímicos, irei aqui circunscrever a discussão aos modelos hidrológicos.

Com esse espírito, o objetivo deste capítulo é estabelecer os fundamentos filosóficos instrumentalistas que serão utilizados explicitamente ao longo desta tese. Irei aqui articular as seguintes questões da Filosofia da Ciência: o problema da justificação, a epistemologia bayesiana, a falseabilidade de teorias, o conceito de paradigmas e o problema da subdeterminação. A ontologia de modelos, que também é um tema pertinente, será tratada no próximo capítulo. Para os propósitos deste capítulo, deve-se considerar que **um modelo é um veículo simbólico de uma teoria**. A intenção não é esgotar os temas apresentados. Ao contrário, deve-se entender o capítulo como uma visão panorâmica, como se estivéssemos no topo de uma montanha. Essa analogia é particularmente útil, pois o cume propicia uma boa compreensão da paisagem que se estende abaixo de nossos pés.

## 1.2 O problema da justificação

A **Epistemologia** é o ramo da Filosofia que investiga a natureza do próprio conhecimento humano. A pergunta epistemológica é: *como é possível saber algo*? Por essa perspectiva, uma **teoria** é um *enunciado universal* que providencia uma explicação definitiva sobre determinado fenômeno. Dessa maneira, criar uma teoria é relativamente fácil. Alguém pode professar, por exemplo, a teoria que fadas da floresta são as responsáveis por fazer objetos domésticos desaparecerem, especialmente meias. Temos um fenômeno (o sumiço de coisas) e uma explicação definitiva (as fadas). A parte difícil, contudo, é *justificar a verdade* de uma teoria – o assim denominado **problema da justificação**. Aqui, a pergunta epistemológica fica um pouco mais complicada: *como é possível saber algo verdadeiro*? No exemplo dado, se alguém alegar que, de fato, o cachorro é o responsável por fazer as meias sumirem, como defender a teoria das fadas? Como separar o verdadeiro do falso? O exemplo das fadas da floresta pode, à primeira vista, parecer ridículo. Mas até poucos séculos pessoas eram torturadas e queimadas vivas em praça pública por questões como essa (especialmente as mulheres tidas como bruxas). Mesmo hoje, na verdade, é um assunto muito sério, com grandes implicações sociais e políticas. De acordo com Daniel Kahneman, as pesquisas no campo da psicologia demonstram que seres humanos exibem inúmeros **vieses cognitivos** que comprometem a sua capacidade de distinguir o verdadeiro do falso [10].

O problema epistemológico da justificação de teorias foi assimilado por duas correntes filosóficas diferentes durante o nascimento do **método científico** na modernidade [11]. Uma das correntes de pensamento, o **racionalismo**, sustenta que a *Lógica* deve ser a justificativa para a verdade de teorias. Afinal, é claro que uma explicação incoerente não pode ser verdadeira. Essa posição costuma ser associada a Descartes (1596-1650), Spinoza (1632-1677) e Leibniz (1646-1716) – os ditos racionalistas continentais. René Descartes, um dos maiores racionalistas de seu tempo, propagou a noção de que os sentidos são enganadores e elegeu a razão como guia de suas opiniões, estabelecendo um programa que ele chama de *método da dúvida*. Em seu *Discurso do método*<sup>2</sup>, ele chegou ao ponto de desconfiar da existência de tudo, alegando que a realidade pode ser indiscernível de um mero sonho [8]. Com isso, ele concluiu que o simples ato de *duvidar* da existência garante ao menos uma única certeza absoluta: a existência de si mesmo. A outra corrente filosófica, o **empirismo**<sup>3</sup>, defende que uma teoria justifica-se por *evidências empíricas*, ou seja, a partir de uma coleção de observações diretas de eventos e fenômenos. Essa linha de pensamento associa-se aos filósofos Locke (1632-1704), Hume (1711-1776) e Reid (1710-1796), os chamados empiristas britânicos. Locke, por exemplo, ficou conhecido por difundir as ideias de que todos nascem iguais como uma folha em branco, uma *tabula rasa*, e adquirem conhecimento pela experiência, ao interagir com seu ambiente [12].

<sup>2</sup>Descartes aprofunda suas ideias em *Meditações*.

<sup>3</sup>Tradução livre do termo em inglês *empiricism*.

Ainda que não sejam exatamente opostas, o que essas correntes filosóficas favorecem, em essência, são diferentes métodos de *inferência*. Enquanto os racionalistas preferem a **inferência dedutiva**, os empiristas preferem a **inferência indutiva**. No primeiro caso, enunciados são justificados quando decorrem logicamente a partir de suas premissas, isto é, são deduzidos [13]. Por exemplo, considerando as premissas de que “*todos os gaúchos gostam de mate*” e que “*Clara é gaúcha*”, então deduzimos que “*Clara gosta de mate*”. Geralmente o processo de inferência dedutiva assume uma estrutura em que um enunciado condicional (se  $S_1$  é verdade, então  $S_2$  também é verdade) é seguido por uma sentença *antecedente*, que pode ser uma afirmação (*modus ponens*:  $S_1$ ) ou uma negação (*modus tollens*:  $\neg S_1$ ), o que leva à conclusão da sentença *consequente*. Na forma afirmativa (*modus ponens*):

$$\begin{array}{ll} S_1 \implies S_2 & \text{se alguém é gaúcho, então esse alguém gosta de mate} \\ S_1 & \text{Clara é gaúcha} \\ \therefore S_2 & \text{portanto, Clara gosta de mate} \end{array}$$

A inferência dedutiva garante a verdade da sentença consequente desde que suas premissas antecedentes sejam verdadeiras. No modo afirmativo ilustrado, ela vai no sentido de deduzir *enunciados singulares* a partir de *enunciados universais*. A inferência indutiva, ao contrário, vai no outro sentido. Os empiristas buscam construir teorias (enunciado universais) *generalizando* a partir de evidências (enunciados singulares) obtidas pela experiência empírica. Surge, assim, a noção de **hipótese**: um esboço de teoria a ser *confirmado* ou *verificado* pelas evidências. Por exemplo, se constatamos que os gaúchos que conhecemos gostam de beber mate, podemos inferir, por indução, que *todos* gaúchos devem gostar de mate. Com um pouco mais de cautela e rigor empírico, eventualmente podemos afirmar que a *probabilidade* de um gaúcho qualquer gostar de mate é alta, uma vez que em 99% dos entrevistados em uma pesquisa com mil gaúchos afirmaram que sim, gostam de beber mate. A observação de fenômenos, para os empiristas, justifica a construção de generalizações que são plausíveis ou *prováveis*.

Ambas as linhas de raciocínio são problemáticas. O uso estrito da Lógica como justificativa de teorias produz o **problema da regressão infinita** [14]: se um enunciado  $S_1$  é justificado por outro enunciado  $S_2$  ( $S_2 \implies S_1$ ), o que justifica  $S_2$ ? Talvez o enunciado  $S_3$  justifique  $S_2$  e o enunciado  $S_4$  justifique  $S_3$ , assim por diante, *ad infinitum* ( $\infty \implies \dots \implies S_3 \implies S_2 \implies S_1$ ). Uma alternativa é estabelecer um encadeamento circular de enunciados ( $S_1 \implies S_2 \implies S_3 \implies S_1$ ), mas isso é, em termos lógicos, ainda pior que a situação anterior, pois no final das contas os enunciados se auto-justificam. A regressão infinita é facilmente percebida quando crianças, sendo naturalmente curiosas, aprendem a perguntar “*porquê?*”. É possível parar a regressão (ou pelo menos *parar as perguntas*) ao se estabelecer verdades fundamentais, axiomas inquestionáveis, como acontece na Matemática. Mas na Ciência isso apenas produz teorias *dogmáticas*, baseadas em convenções relativamente arbitrárias, que são alvos fáceis para as críticas dos empiristas. Por outro lado, o uso da experiência empírica como justificativa de teorias traz consigo um problema insolúvel, descrito por David Hume (1711-1776) e conhecido hoje como **problema da indução**. A inferência indutiva é frágil porque ela se fundamenta no **princípio da uniformidade**: a suposição de que as regularidades da natureza observadas no passado serão as mesmas a serem observadas no futuro. Essa suposição é a base de toda a Física, afinal, as leis observadas hoje são frequentemente usadas para prever eventos no futuro e reconstruir os eventos que já ocorreram. Apesar de intuitivo, não é possível justificar racionalmente o princípio da uniformidade. Se evocarmos o fato de que desde sempre ele demonstrou-se funcional ou correto, incorremos em um argumento circular, logicamente inválido, que *evoca o próprio princípio da uniformidade para justificar o princípio da uniformidade* [15]. Em outras palavras, não se pode defender a inferência indutiva através de um argumento indutivo! Assim, o princípio da uniformidade é, em última instância, o dogma fundamental dos empiristas<sup>4</sup>.

<sup>4</sup>As ideias de Hume nos conduzem inevitavelmente para o **ceticismo**. Além do problema da indução, Hume



O avanço da modernidade gradualmente reduziu a rivalidade intelectual existente entre os pensadores do continente europeu e as ilhas britânicas. O empirismo, ainda que revisado e moderado, triunfou sobre o racionalismo – especialmente após a obra de Immanuel Kant (1724-1804). Em sua *Crítica à Razão Pura* (1781), esse pensador propõe uma síntese entre racionalismo e empirismo [16], [17]. Nela, Kant concorda com os empiristas – de que a experiência empírica justifica o conhecimento – mas faz uma concessão ao racionalismo, estabelecendo que conceitos teóricos sobre os objetos a serem conhecidos são necessários *a priori*. Sem o que ele denominava de **categorias transcendentais**, não temos muito o que fazer com as percepções que coletamos sobre o mundo externo. A hegemonia do empirismo na modernidade acabou culminando no início do século XX com o movimento filosófico do **positivismo lógico**. Esse movimento estabeleceu o senso comum de que teorias científicas são *verificadas* ou *confirmadas* a partir da coleta de observações e análises estatísticas. Mas essa concepção foi ultrapassada a partir de meados do século XX, principalmente em razão das transformações impressionantes na Física. Isso reanimou o debate sobre como que a Ciência justifica suas teorias e muda elas no longo prazo, com novas perspectivas sendo propostas por Karl Popper (1902-1994) e Thomas Kuhn (1922-1996), criando as condições para o debate contemporâneo na Filosofia da Ciência: o realismo científico e o propósito da Ciência.

### 1.3 O processo de confirmação

Na seção anterior, vimos que a corrente empirista estabelece que uma hipótese representa um esboço de teoria que deve ser *confirmada* pelas experiências empíricas. Nesse sentido, as ideias do filósofo e estatístico Thomas Bayes (1701-1761) fornecem um método de inferência indutiva particularmente útil para a confirmação de hipóteses a partir da matemática das probabilidades [18], [19]. A ideia central da chamada **epistemologia bayesiana** professa que o conhecimento não é uma questão de tudo ou nada, preto ou branco, mas que apresenta sutilezas, com diversos tons de cinza entre o verdadeiro e o falso. A razão disso deriva do reconhecimento de que as observações empíricas estão inevitavelmente sujeitas a um *ruído aleatório*, ou seja, de que existe **incerteza estatística** nos dados amostrados. Para essa corrente empirista, as sutilezas do conhecimento consistem no **grau de convicção**<sup>5</sup> na verdade de uma hipótese. Esse grau de convicção deve ser atualizado à medida que evidências favoráveis ou desfavoráveis são obtidas pela experiência empírica.

Antes prosseguir, será útil estabelecer um exemplo intuitivo.

Considere que você está em no aeroporto de um país distante, na praça de alimentação de um agitado terminal internacional. Você deseja saber se a pessoa na mesa à sua frente vai pegar o seu mesmo voo para o Brasil. Sem nenhuma informação disponível, o seu grau de convicção nessa hipótese é relativamente baixo, pois existem dezenas de voos previstos neste terminal para diversos outros países. Mas se você desconfia que ela é brasileira, o seu grau de convicção aumenta – afinal, seu voo deve estar lotado de outros brasileiros. Ao mesmo tempo, é preciso ter cautela, pois ser brasileiro não implica necessariamente estar viajando para o Brasil. E mesmo que a pessoa não fosse brasileira, também existiria a pequena chance de estar viajando para o Brasil no mesmo voo que você, a turismo ou a negócios. Um fato é certo: *uma evidência favorável de que ela é brasileira fará você atualizar o seu grau de convicção*. A epistemologia bayesiana articula como fazer isso de forma matematicamente precisa.

Um bom ponto de partida para formalizar o conceito de grau de convicção em termos

argumentou que a **causalidade** entre fenômenos é um conceito imaginário, jamais experienciado *diretamente* na realidade. Imagine que uma bola de bilhar colida com outra bola em repouso. A seguir, a bola em repouso passa se mover também. Newton diria que isso aconteceu *por causa* da lei conservação de movimento. Mas essa lei requer diversos conceitos teóricos imaginados, como massa e energia. O que de fato podemos experienciar são eventos ocorrendo um após o outro, mas nunca a conexão de causa e efeito entre eles. Para Hume, *essa conexão não existe*.

<sup>5</sup>Tradução livre do termo *credence* do inglês.

de probabilidades é notar que uma dada hipótese  $H$  e a sua evidência favorável  $E$  se distribuem em um **espaço de possibilidades**  $\Omega$ . Na perspectiva bayesiana, se atribui para cada uma dessas possibilidades um grau de convicção que pode ser considerado probabilístico desde que elas sejam *mutuamente excludentes* (não podem ser verdadeiras ao mesmo tempo) e *conjuntamente exaustivas* (pelo menos uma delas é verdadeira). Dadas essas condições, se observa então o **princípio do probabilismo** a partir dos seguintes axiomas:

- **Não-negatividade.** A probabilidade de uma dada possibilidade  $A$  deve ser um número real não-negativo:  $P(A) \geq 0$ ;
- **Normalização.** As probabilidades de todas as possibilidades devem somar até a unidade:  $P(\Omega) = 1$ , e;
- **Aditividade.** Por serem incompatíveis, a probabilidade de duas possibilidades  $A$  e  $B$  é a soma das suas probabilidades individuais:  $P(A \cup B) = P(A) + P(B)$ .

No exemplo do aeroporto, essas possibilidades são quatro: a pessoa é brasileira e está no mesmo voo ( $E$  é verdadeira e  $H$  é verdadeira); a pessoa é brasileira e não está no mesmo voo ( $E$  é verdadeira e  $H$  é falsa); a pessoa não é brasileira e está no mesmo voo ( $E$  é falsa e  $H$  é verdadeira), e; a pessoa não é brasileira e não está no mesmo voo ( $E$  é falsa e  $H$  é falsa). Esse espaço de possibilidades pode ser visualizado mais facilmente a partir de uma tabela com números ilustrativos, como na Tabela 1.1. Assim sendo, considere que no terminal internacional existem previstos 200 voos (apenas um deles para o Brasil) e que cada avião comporta 500 passageiros. Ou seja, no total existem 100 mil passageiros circulando no terminal. Além disso, existem 800 brasileiros no terminal, sendo 450 no seu voo e outros 350 com outros destinos.

	mesmo voo ( $H$ )	outro voo ( $\neg H$ )	totais
é brasileira ( $E$ )	450	350	800
não é brasileira ( $\neg E$ )	50	99150	99200
totais	500	99500	100000

**Tabela 1.1:** Espaço de possibilidades do exemplo do aeroporto. Os números representam a distribuição de passageiros nas diferentes combinações entre hipótese  $H$  (vai no mesmo voo) e evidência  $E$  (nacionalidade é brasileira)

A inspeção da tabela nos permite facilmente perceber que a probabilidade da sua hipótese ser verdadeira, de um passageiro qualquer estar no seu voo, é de  $P(H) = 0.005$  (0.5%), pois  $500/100000 = 0.005$ . No jargão bayesiano, essa é a **probabilidade anterior**<sup>6</sup>. Mas a evidência de que essa pessoa pode ser brasileira muda tudo. Agora, a probabilidade da sua hipótese ser verdadeira dado que a evidência é verdadeira é de  $P(H|E) = 0.56$  (56%), pois  $450/800 = 0.56$ . No jargão bayesiano, essa é a **probabilidade posterior**<sup>7</sup>. O **teorema de Bayes** formaliza esse raciocínio:

$$P(H|E) = \frac{P(H) \cdot P(E|H)}{P(E)} \quad (1.1)$$

Em que  $P(H|E)$  é a probabilidade da hipótese  $H$  ser verdadeira dado que a evidência  $E$  é verdadeira (probabilidade posterior);  $P(H)$  é a probabilidade da hipótese  $H$  ser verdadeira (probabilidade anterior);  $P(E|H)$  é a probabilidade da evidência  $E$  ser verdadeira dado que a hipótese  $H$  é verdadeira, chamada de **verossimilhança**, e;  $P(E)$  é a probabilidade da evidência ser verdadeira sob todas as possibilidades. No caso do aeroporto:

$$P(H|E) = \frac{\frac{500}{100000} \cdot \frac{450}{500}}{\frac{800}{100000}} = \frac{450}{800} = 0.56 \text{ (56\%)}$$

<sup>6</sup>Tradução livre do inglês do termo *prior*

<sup>7</sup>Tradução livre do inglês do termo *posterior*

Hipótese $i$	$P(H_i)$	$P(E H_i)$	$P(H_i) \cdot P(E H_i)$	$P(H_i E)$
$H_1: X < x_1$	0.143	0.008	0.001	0.008
$H_2: x_1 \leq X < x_2$	0.143	0.026	0.004	0.026
$H_3: x_2 \leq X < x_3$	0.143	0.084	0.012	0.084
$H_4: x_3 \leq X < x_4$	0.143	0.171	0.024	0.171
$H_5: x_4 \leq X < x_5$	0.143	0.208	0.03	0.208
$H_6: x_5 \leq X < x_6$	0.143	0.275	0.039	0.275
$H_7: X \geq x_6$	0.143	0.227	0.032	0.227
<b>totais</b>	<b>1.0</b>	<b>1.0</b>	<b>0.14</b>	<b>1.0</b>

**Tabela 1.2:** Exemplo ilustrativo do condicionamento da distribuição de probabilidade de uma variável aleatória  $X$ . Nesse a distribuição anterior  $P(H)$  foi definida como uniforme pela observação do princípio da indiferença (bayesianismo objetivo).

Hipótese $i$	$P(H_i)$	$P(E H_i)$	$P(H_i) \cdot P(E H_i)$	$P(H_i E)$
$H_1: X < x_1$	0.227	0.008	0.002	0.022
$H_2: x_1 \leq X < x_2$	0.273	0.026	0.007	0.088
$H_3: x_2 \leq X < x_3$	0.229	0.084	0.019	0.236
$H_4: x_3 \leq X < x_4$	0.146	0.171	0.025	0.306
$H_5: x_4 \leq X < x_5$	0.082	0.208	0.017	0.208
$H_6: x_5 \leq X < x_6$	0.036	0.275	0.01	0.12
$H_7: X \geq x_6$	0.008	0.227	0.002	0.022
<b>totais</b>	<b>1.0</b>	<b>1.0</b>	<b>0.08</b>	<b>1.0</b>

**Tabela 1.3:** Outro exemplo ilustrativo do condicionamento da distribuição de probabilidade de uma variável aleatória  $X$ . Nesse caso a distribuição anterior  $P(H)$  foi definida subjetivamente, por opinião especialista (bayesianismo subjetivo).

O que o Teorema de Bayes quer dizer é que a estimativa da probabilidade da hipótese ser verdadeira diante da evidência favorável deve levar em consideração tanto o espaço de possibilidades reduzido *que a evidência favorável implica* (no exemplo, o fato de existirem poucos brasileiros no terminal internacional) quanto de que existe a chance *da evidência não garantir a hipótese* (no exemplo, o fato de que nem todos no seu voo são brasileiros). Ou simplesmente:

$$\text{Posterior} = \text{Anterior} \times \text{Verossimilhança} \div \text{Evidência}$$

A atualização do grau de convicção só é possível *desde que* a evidência favorável à hipótese seja verdadeira. Por essa razão, esse é o chamado **princípio da condicionalização** da epistemologia bayesiana. No exemplo do aeroporto, tudo é muito óbvio porque os números absolutos de passageiros foram fornecidos pela tabela. As probabilidades calculadas dessa forma são objetivas, baseadas na *frequência* de cada conjunto do espaço de possibilidades  $\Omega$ . Mas em uma situação prática geralmente só temos acesso aos graus de convicção do espaço de possibilidades  $\Omega$ , que devem mudar à medida que novas evidências são obtidas. Para manter a concordância com os axiomas do probabilismo, a condicionalização ou **condicionamento**<sup>8</sup> com as evidências deve *zerar*, *escalonar* e *normalizar* os valores das probabilidades. No exemplo do aeroporto, quando descobrimos que a pessoa no aeroporto é definitivamente brasileira, devemos zerar as probabilidades de que ela não é brasileira, o que implica escalonar proporcionalmente a probabilidade das outras possibilidades e *normalizar seus valores* de forma que a sua soma seja igual à unidade, pois  $P(\Omega) = 1$ . Por outro lado, se apenas inferirmos que a pessoa na mesa à frente fala português (talvez por estar lendo algum livro), isso não é suficiente para zerar a probabilidade dela não ser brasileira (afinal, outras nacionalidades também falam português!).

<sup>8</sup>O termo *condicionamento* e *condicionalização* serão utilizados aqui de forma equivalente.

370 O princípio da condicionalização concede que se aplique o Teorema de Bayes para um número finito de  $N$  hipóteses  $H_1, \dots, H_N$ , desde que elas sejam possibilidades mutuamente excludentes e conjuntamente exaustivas. Nesse caso, o Teorema de Bayes assume a seguinte forma:

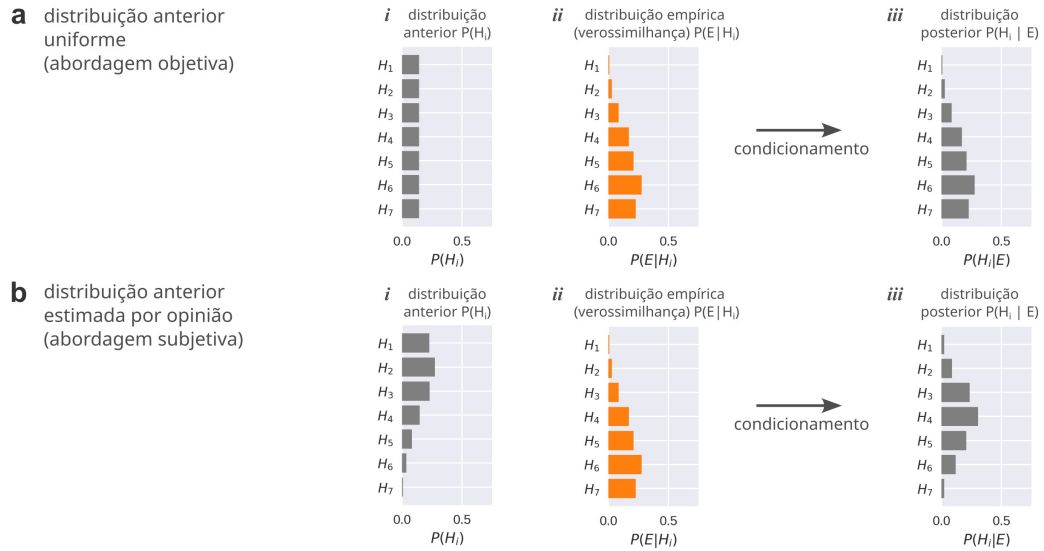
$$P(H_i|E) = \frac{P(H_i) \cdot P(E|H_i)}{\sum_{j=1}^N P(E|H_j) \cdot P(H_j)} \quad (1.2)$$

375 O denominador nessa equação é uma constante que desempenha o papel de normalizar os valores das probabilidades, assegurando que  $P(\Omega) = 1$ . Aqui, nota-se que a normalização oportuniza se atribuir graus de convicção *não probabilísticos* para a verossimilhança  $P(E|H)$  sem violar o princípio do probabilismo, desde que sejam valores não-negativos. Ou seja, a verossimilhança  $P(E|H)$  pode ser interpretada como um *peso* fornecido pelas evidências. Se  
380 for o caso, a notação da verossimilhança deve ser modificada para uma **função de verossimilhança informal**, denotada por  $\mathcal{L}(E|H)$ <sup>9</sup>. De uma forma ou de outra, a distribuição de probabilidade posterior de uma variável aleatória deve ser condicionalizada por uma distribuição de probabilidade (ou de pesos) estimada empiricamente. Para tanto, é preciso discretizar os valores da variável em  $N$  intervalos, que são as hipóteses  $H_1, \dots, H_N$  da Equação (1.2).  
385 Para cada hipótese  $H_i$ , deve-se atribuir inicialmente a sua probabilidade anterior  $P(H_i)$ . A seguir, evidências empíricas devem ser obtidas para se obter a verossimilhança  $P(E|H_i)$  de cada hipótese. A probabilidade posterior de cada hipótese então é condicionalizada através da aplicação da Equação (1.2). Por fim, se considerarmos a distribuição posterior obtida como a distribuição anterior da próxima etapa, a confirmação da distribuição de probabilidade da variável ocorre incrementalmente à medida que novas evidências se acumulam. A Tabela 1.2 mostra  
390 um exemplo do condicionamento da distribuição de probabilidade de uma variável aleatória  $X$ , que no caso foi dividida em sete intervalos discretos delimitados pelos limiares  $x_1, \dots, x_6$ .

Uma questão controversa no processo de condicionamento é a definição das probabilidades anteriores na primeira etapa de todas, quando ainda não existem evidências. No caso  
395 da Tabela 1.2, qual é a justificativa para a distribuição de probabilidade anterior  $P(H_i)$  ser uniforme? Esse é o dito **problema dos anteriores** na epistemologia bayesiana, que divide o campo em duas principais correntes de bayesianismo: a *subjetiva* e a *objetiva*. Para avançar, é preciso decidir entre uma das duas. Por um lado, a corrente do **bayesianismo subjetivo** admite qualquer distribuição de probabilidade anterior desde que ela não viole o princípio do  
400 probabilismo. O problema óbvio aqui é tornar a distribuição posterior mais sensível aos valores da distribuição anterior do que aos da própria evidência, como demonstrado na Tabela 1.3. A Figura 1.2 deixa clara diferença entre os resultados posteriores  $P(H|E)$  entre as Tabelas 1.2 e 1.3, ainda que tenham sido usadas exatamente a mesma distribuição de verossimilhança  $P(E|H)$  para o condicionamento. A defesa dessa corrente sustenta que é legítimo que dife-  
405 rentes opiniões subjetivas possam ser comparadas objetivamente. Além disso, se as evidências forem consistentes, opiniões divergentes sobre a distribuição anterior tornam-se irrelevantes no longo prazo, se dissipando durante as sucessivas etapas de condicionamento. Por outro lado, a corrente do **bayesianismo objetivo** prefere eliminar todo e qualquer viés ao se definir a distribuição anterior. Nesse intuito, se recomenda o **princípio da indiferença**: o grau de convicção  
410 em duas ou mais hipóteses deve ser igual na ausência de razões suficientes para o contrário. No caso na Tabela 1.2, talvez não existam motivos suficientes para diferenciar os valores de  $P(H_i)$  e por isso foi adotada uma distribuição uniforme. Esse princípio pode até parecer natural, mas ele não passa de uma convenção arbitrária: diante da completa ignorância, qualquer distribuição de probabilidade anterior é igualmente provável.

415 Outra questão em aberto no processo de condicionamento é como se obter a verossimilhança  $P(E|H)$  a partir das evidências. Afinal, sem detalhes precisos sobre todo o espaço de possibilidades  $\Omega$ , como no exemplo do aeroporto, as evidências em geral consistem em da-

<sup>9</sup>Essa é a base do método *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE) para análises de incertezas, introduzido no próximo capítulo



**Figura 1.2 — Condicionamento da distribuição anterior de uma variável aleatória.** Aqui são apresentados visualmente os dados ilustrativos das Tabelas 1.2 e 1.3. Em ambos os casos a evidência é a mesma, o que muda são as premissas utilizadas na distribuição anterior. **a** — Distribuição uniforme, considerando o *princípio da indiferença* do bayesianismo objetivo. **b** — Distribuição definida por opinião, prática considerada válida no bayesianismo subjetivo.

dos amostrados que não se traduzem automaticamente em probabilidades. Isso se agrava ainda mais no caso de uma variável aleatória contínua, quando buscamos estimar uma distribuição de probabilidades a partir dos dados disponíveis. Assim como no problema dos anteriores, a solução para essa questão requer uma tomada de decisão, que é se estabelecer um conjunto de premissas sobre o comportamento do ruído aleatório<sup>10</sup>. Nesse rumo, um exemplo particularmente útil para nossa discussão futura sobre modelos hidrológicos é o ajuste de curvas matemáticas que relacionam dois fenômenos, como no caso da **curva-chave** que descreve a vazão em função do nível observado em uma seção de rio (ver Destaque 1.3). Nesse caso, a curva matemática consiste na hipótese, ou **modelo**, que estamos interessados em saber o grau de convicção. Uma relação geral para esse problema é a seguinte [20]:

$$O(x, t) = M(x, t, \Theta) + \varepsilon(x, t) \quad (1.3)$$

Em que  $O(x, t)$  é a observação empírica obtida na variável independente  $x$  e no tempo  $t$ ;  $M(x, t, \Theta)$  são as predições do modelo  $M$  em  $x, t$  dado o vetor de parâmetros  $\Theta$ , e;  $\varepsilon(x, t)$  é o **erro**<sup>11</sup> da observação empírica em  $x, t$ . É claro que, nesse contexto, as variáveis aleatórias de interesse para se estimar a verossimilhança do modelo  $M$  são os próprios parâmetros  $\Theta$ . Um conjunto de premissas típicas<sup>12</sup> sobre o comportamento do ruído aleatório é que o erro  $\varepsilon$  apresenta:

1. média zero, isto é,  $\mu_\varepsilon = 0$ ;
2. variância  $\sigma_\varepsilon^2$  constante (estável);
3. independência no tempo, e;

<sup>10</sup>Um fato irônico da abordagem bayesiana é que a hipótese sobre o comportamento do ruído só pode ser justificada pela lógica, nunca pelas evidências, sob pena de se adentrar em uma regressão infinita de decisões sobre o ruído do ruído. Afinal, para justificar com base em evidências a hipótese sobre o ruído aleatório, teríamos que repetir o método bayesiano *ad infinitum*, avaliando o ruído do ruído, e o ruído do ruído do ruído, assim por diante.

<sup>11</sup>Também denominado de **resíduo**.

<sup>12</sup>A introdução de viés, autocorrelação no tempo e outras distribuições também podem ser feitas dentro de um tratamento matematicamente formal, ainda que mais intrincado.



4. distribuição normal:  $p(\varepsilon) = \frac{1}{\sigma_\varepsilon \sqrt{2\pi}} e^{-(\varepsilon - \mu_\varepsilon)^2 / (2\sigma_\varepsilon^2)}$ , em que  $\mu_\varepsilon$  é a média do erro (zero) e  $\sigma_\varepsilon$  é o desvio padrão do erro.

440 A justificativa racional para considerar a distribuição normal se fundamenta no **teorema do limite central**, que estabelece que a média amostral de uma população qualquer é uma população normalmente distribuída<sup>13</sup>. Com isso, o problema da verossimilhança dos parâmetros  $\Theta$  se resolve ao se estimar a variância populacional do erro  $\sigma_\varepsilon^2$  pela sua variância amostral, que é definida por  $s_\varepsilon^2 = \frac{1}{df} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \bar{\varepsilon})^2$ , em que  $\bar{\varepsilon}$  é a média amostral do erro;  $n$  é o tamanho amostral, e;  $df$  é o número de graus de liberdade<sup>14</sup> [21]. O erro  $\varepsilon_i$  de cada  $n$  observação é a diferença entre a observação  $O_i$  e a predição da curva do modelo  $M_i$  definida por parâmetros  $\Theta$  ajustados com técnicas de otimização, como o método dos mínimos quadrados. A seguir, a incerteza associada à variância do erro deve ser assimilada de alguma forma pelos parâmetros  $\Theta$ . Para modelos lineares, é possível fazer isso analiticamente, a partir dos princípios da combinação linear de variáveis aleatórias. Uma alternativa aplicável para modelos em geral é o método das **simulações de Monte Carlo**. Nesse método, são feitas inúmeras *reamostragens* do erro  $\varepsilon$ , ou seja, simulações de realizações estatisticamente equivalentes<sup>15</sup>. Para cada simulação, são ajustados novos valores para os parâmetros  $\Theta$  por técnicas de otimização. Assim, o banco de dados gerado por essas simulações oportuniza a estimativa da distribuição de probabilidade empírica dos parâmetros  $\Theta$  do modelo  $M(x, t, \Theta)$ , que enfim podem ser utilizadas no processo de condicionamento.

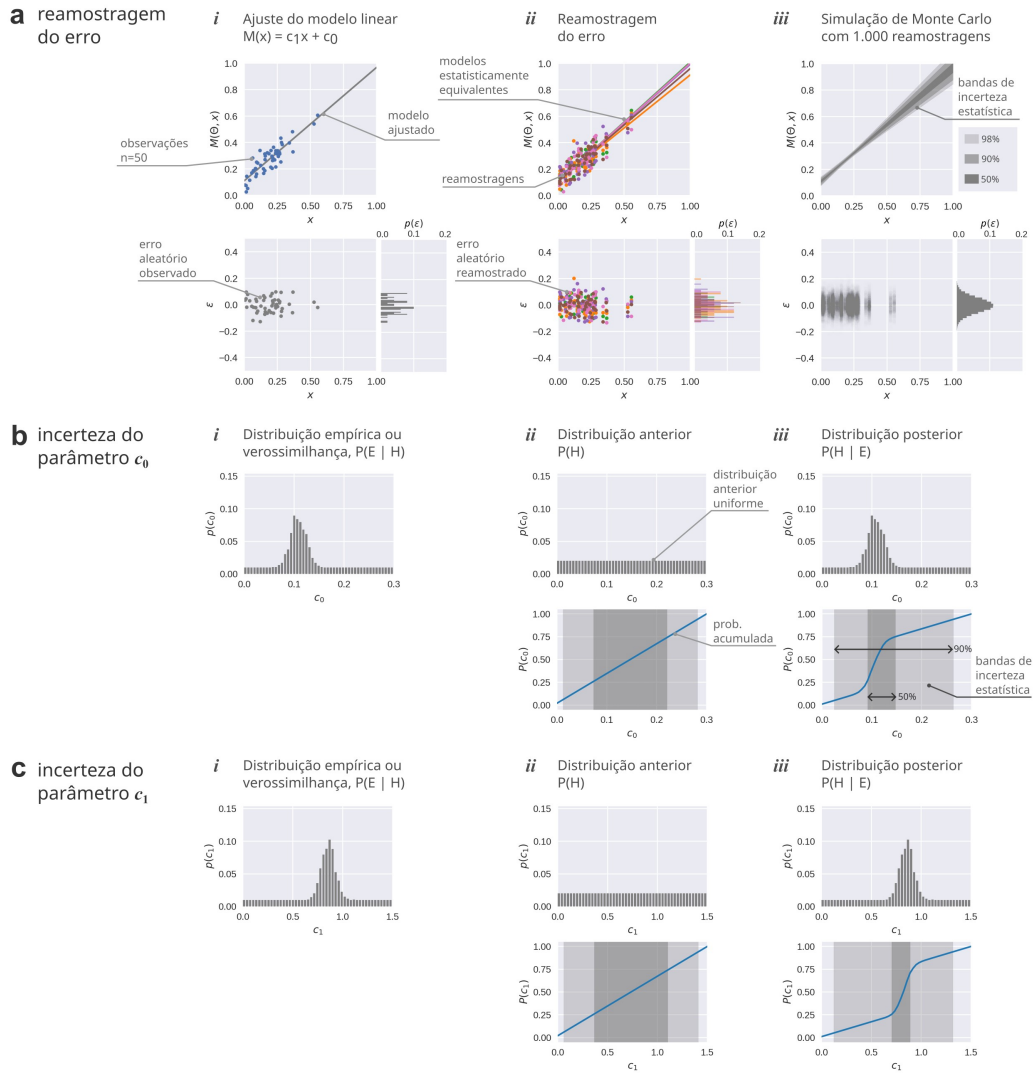
A Figura 1.3 e a Figura 1.4 apresentam um exemplo ilustrativo para o processo de condicionamento de um modelo. O objetivo foi condicionar um modelo linear do tipo  $M(x, \Theta) = c_1 x + c_0$  pelas evidências empíricas disponíveis<sup>16</sup>. Note que  $\Theta = \{c_0, c_1\}$ , ou seja, o problema consiste obter a distribuição de probabilidade posterior dos parâmetros  $c_0$  e  $c_1$ . Vejamos primeiramente o caso da situação inicial (Figura 1.3), quando a primeira amostra de dados empíricos foram obtidos ( $n = 50$ ). Diante dos dados, o modelo  $M(x, \Theta)$  foi ajustado pelo método dos mínimos quadrados. O valor exato obtido para os parâmetros no ajuste inicial é *irrelevante*, pois estamos interessados em obter uma distribuição de probabilidade, não valores precisos. O ajuste inicial do modelo tem a única função de produzir uma estimativa da dispersão do erro  $\varepsilon$ . Por simples inspeção visual, percebe-se que a distribuição dos erros do modelo ajustado apresenta uma boa simetria em torno do zero e uma dispersão estável. Assumindo-se então que o erro  $\varepsilon$  apresenta distribuição normal com média zero e variância constante, o método de Monte Carlo foi aplicado para mil reamostragens, que foram feitas aproximando-se a variância populacional pela variância amostral (isto é,  $\sigma_\varepsilon^2 \approx s_\varepsilon^2$ ). Em cada simulação, novos ajustes para o modelo foram feitos, de maneira que foi possível se estimar as bandas de incerteza para o modelo  $M(x, \Theta)$ . Por fim, a distribuição da verossimilhança  $P(E|H)$  dos parâmetros  $c_0$  e  $c_1$  foi estimada a partir do histograma da lista de mil valores estatisticamente equivalentes gerados pelas simulações. Como a distribuição anterior  $P(H)$  era uniforme, o padrão da distribuição posterior  $P(H|E)$  foi completamente influenciado pela verossimilhança. Agora vejamos a segunda etapa (Figura 1.4), quando uma nova amostra de dados empíricos foi inserida ( $n = 50$ ). Nessa etapa, os novos dados foram misturados aos antigos e se procedeu da mesma forma que antes: um modelo foi ajustado aos dados e novas

<sup>13</sup>O que esse teorema quer dizer é que somas de números aleatórios (note que a média é uma soma) tendem a produzir naturalmente o padrão da curva normal pela simples combinação de valores altos com valores baixos. Por exemplo, considere o lançamento de um dado não enviesado de seis faces. A probabilidade de cada face superior apresentar um dos valores do conjunto  $\{1, 2, 3, 4, 5, 6\}$  é a mesma, de  $1/6$ . Mas a probabilidade da *média* dos valores amostrados em  $n$  lançamentos tende a ser muito maior entre valores intermediários à medida que  $n$  cresce, pois valores altos são compensados por valores baixos. É esse o fato que produz o padrão de sino invertido modelado pela curva normal.

<sup>14</sup> $df = n - 2$  para modelos com dois parâmetros.

<sup>15</sup>No caso de amostras pequenas, com  $n < 30$ , deve-se simular o erro  $\varepsilon$  pela distribuição *t* de Student com  $n - 1$  graus de liberdade.

<sup>16</sup>Os dados aqui são sintéticos, gerados com o intuito de ilustrar a abordagem bayesiana.



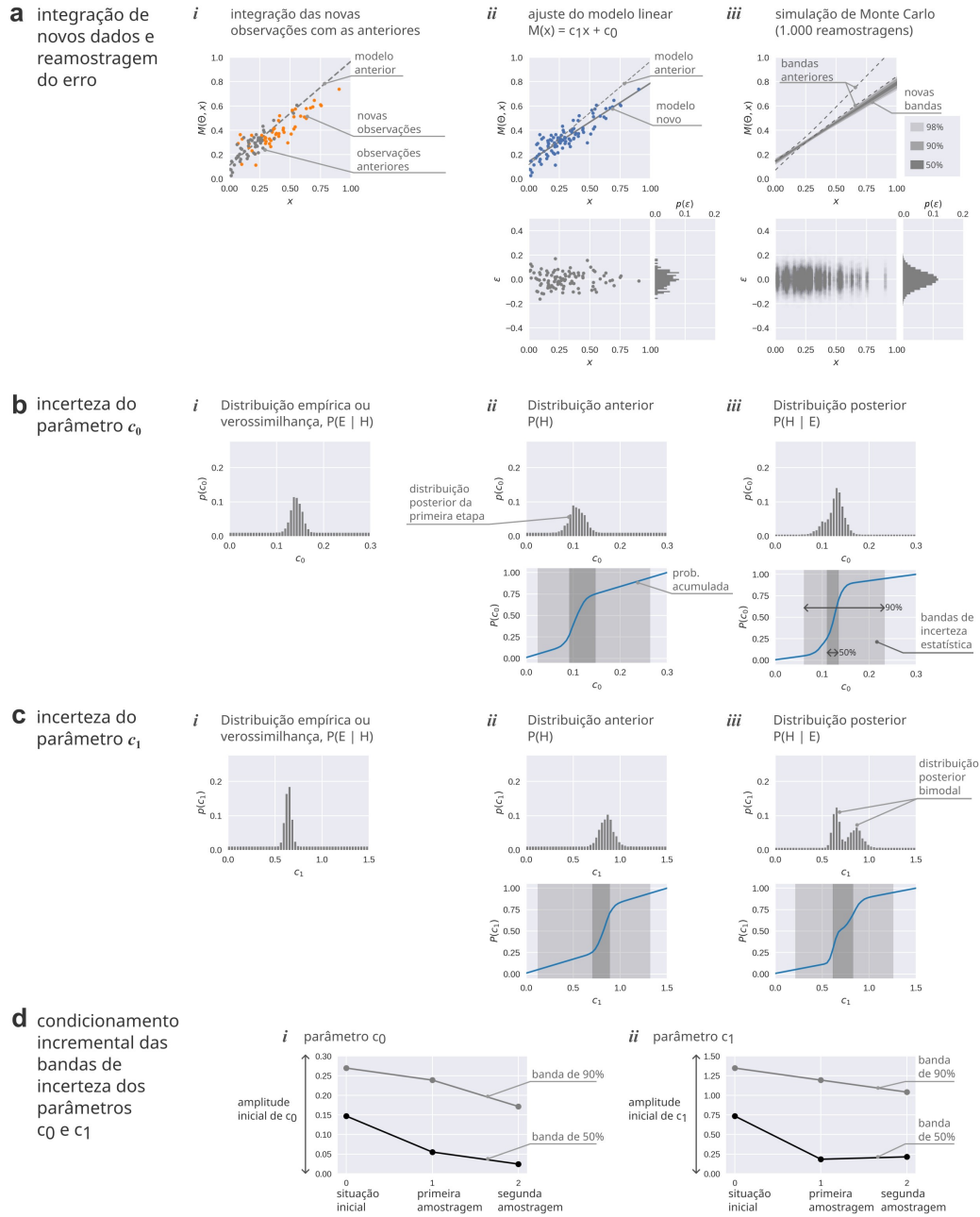
**Figura 1.3 — Primeira etapa de condicionamento de um modelo linear do tipo  $M(x, \Theta) = c_1 x + c_0$ .** **a** — Ajuste de um modelo linear pelo método dos mínimos quadrados. Esse primeiro ajuste permite que se estime o comportamento do erro  $\varepsilon$  (detalhe a.i.). Se as premissas sobre o erro forem atendidas, são realizadas inúmeras reamostragens do erro (simulações de Monte Carlo, detalhes a.ii. e a.iii.). Para cada reamostragem, novos modelos são ajustados. O banco de dados das reamostragens permite a estimativa da distribuição de probabilidade empírica dos parâmetros  $c_0$  e  $c_1$ . **b** — Aplicação do Teorema de Bayes para se obter a distribuição posterior do parâmetro  $c_0$  (detalhe b.iii.). A distribuição empírica (detalhe b.i.) foi obtida pelos resultados da simulação de Monte Carlo. **c** — Aplicação do Teorema de Bayes para se obter a distribuição posterior do parâmetro  $c_1$  (detalhe c.iii.). A distribuição empírica (detalhe c.i.) foi obtida pelos resultados da simulação de Monte Carlo. Em ambos os casos a distribuição anterior foi considerada uniforme (b.ii.; c.ii.).

simulações do erro  $\varepsilon$  foram feitas aproximando-se a sua variância populacional pela sua variância amostral. A exceção consistiu no fato de que a distribuição anterior agora é justamente a distribuição posterior obtida na situação inicial. Com isso, o advento de novas observações empíricas podem tanto *reforçar* quanto *atenuar* o grau de convicção obtido anteriormente para os parâmetros  $c_0$  e  $c_1$ . No caso ilustrado, é evidente que as novas observações atenuaram suavemente o grau de convicção no caso do parâmetro  $c_1$ , alargando um pouco a banda de incerteza de 50% obtidas na primeira etapa e gerando uma distribuição posterior bimodal.

Na Equação (1.3) está embutida a premissa de que o erro  $\varepsilon$  é *linearmente aditivo* ao modelo. Mas ele poderia ser *multiplicativo* [22], o que faria a Equação (1.3) assumir a seguinte forma:

$$O(x, t) = M(x, t, \Theta) \cdot \varepsilon(x, t) \quad (1.4)$$

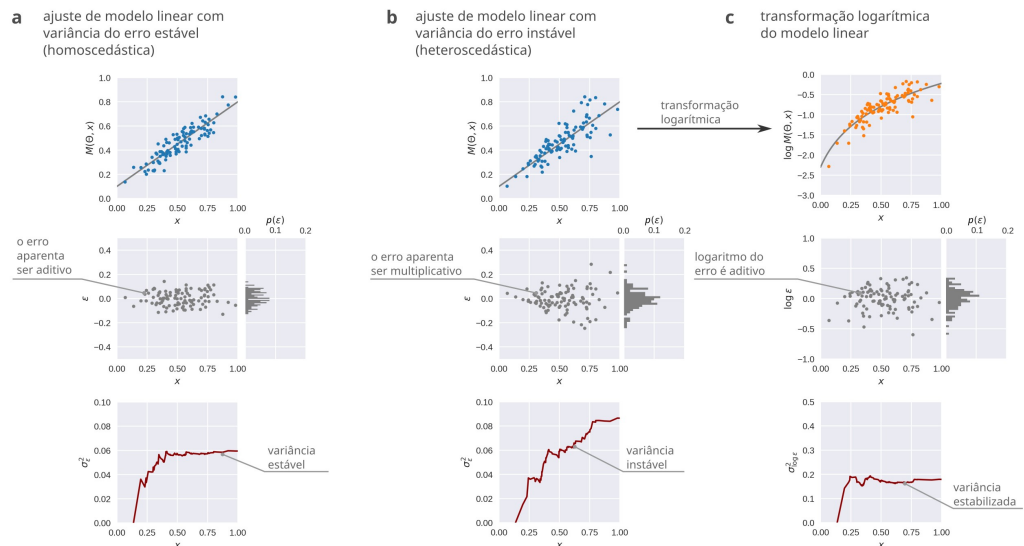
Essa premissa faz sentido quando o ruído aleatório é cada vez maior à medida que a variável independente cresce. No caso das curvas-chave, é razoável esperar que erros proporcionalmente



**Figura 1.4 — Segunda etapa de condicionamento de um modelo linear do tipo  $M(x, \Theta) = c_1x + c_0$ .** **a** — Segunda etapa de condicionamento. Os mesmos procedimentos são realizados como na primeira etapa, com a diferença que novos dados obtidos são integrados às observações anteriores e que a distribuição anterior utilizada é a distribuição posterior da primeira etapa. **b** — Aplicação do Teorema de Bayes para se obter a distribuição posterior do parâmetro  $c_0$ . **c** — Aplicação do Teorema de Bayes para se obter a distribuição posterior do parâmetro  $c_1$ . **d** — Análise das bandas de incerteza dos parâmetros à medida que novas amostragens são feitas. As bandas de incerteza das predições e dos parâmetros do modelo foram reduzidas, com exceção da banda de incerteza de 50% na segunda etapa do parâmetro  $c_1$ . Isso aconteceu porque as evidências na segunda amostragem são muito discordantes daquelas obtidas na primeira amostragem, resultando em uma distribuição posterior bimodal (detalhe c.iii.).

maiores estejam presentes na medição de vazões altas a partir do nível d'água, principalmente (mas não somente) em razão das maiores incertezas na geometria e rugosidade da seção do canal [23]. Quando isso ocorre, a variância do erro não é constante, mas aumenta gradativamente. Nesse caso, a variância é heteroscedástica (instável), ao contrário de homoscedástica (estável). Uma alternativa para abordar esse caso é através da **transformação de variáveis**, convertendo o problema para um caso aditivo ao se tomar o logaritmo em ambos os lados da Equação (1.4). Com isso, as premissas mencionadas anteriormente podem ser avaliadas sobre  $\log(\varepsilon)$ , que possivelmente apresenta variância estável. Para aplicar o método de Monte





**Figura 1.5 — Erro aditivo e erro multiplicado no ajuste de um modelo linear** **a** — Erro aditivo em um modelo linear, com variância do erro estável (homoscedástica). **b** — Erro multiplicativo em um modelo linear, com variância do erro instável (heteroscedástica). **c** — Estabilização da variância do erro multiplicativo a partir de uma transformação logarítmica. O logaritmo do erro é aditivo.

500 Carlo, as reamostragens do erro podem ser feitas diretamente em  $\log(\varepsilon)$  e convertidas de volta na Equação (1.4) para o ajuste do modelo  $M(x, \Theta)$  por técnicas de otimização. A Figura 1.5 ilustra esse processo.

## 1.4 Rejeição de teorias

505 Apesar do sucesso do empirismo como corrente hegemônica na Filosofia da Ciência na modernidade, as mudanças impressionantes na Física no século XX deram mais uma chance ao racionalismo, ou seja, para a abordagem dedutiva em relação ao problema da justificação. O impacto da obra de Albert Einstein (1879-1955) é um bom exemplo desse momento histórico. No caso, Einstein revolucionou a Física a partir do que ele chamava de *experimentos mentais*. Se teorias são produto da experiência empírica, como clamam os empiristas, Einstein jamais teria escrito seus primeiros artigos, pois na época trabalhava em uma empresa de patentes e não tinha acesso a laboratórios ou outros recursos para coletar dados empíricos. Ao contrário, foram outros cientistas que, com observações e experimentos, deram suporte para a teoria de Einstein *a posteriori*, ou seja, *depois* que as suas ideias já estavam publicadas. Algo estava definitivamente errado na corrente empirista de justificação de teorias.

515 O expoente desse novo movimento racionalista foi o filósofo Karl Popper (1902-1994), especialmente com sua obra *A lógica da pesquisa científica*. Ele introduziu a corrente hoje denominada de **racionalismo crítico**. Por um lado, Popper estava ciente da gravidade do problema da indução, que permaneceu (e permanece) sem solução desde sua formulação por Hume – para ele, o empirismo indutivista claramente não poderia se sustentar. Por outro, 520 as correntes filosóficas de sua época ditas Convencionalistas também não o agradavam, ainda que representassem abordagem dedutivas para a justificação de teorias. Nesse sentido, Popper concluiu que o grande poder epistêmico das evidências empíricas é justificar, pelo método dedutivo, a *falsidade* de uma teoria. Ou seja, é pela **rejeição**<sup>17</sup> de teorias pelas evidências que o conhecimento verdadeiro é obtido.

525 Um exemplo simples transmite a força desse argumento.

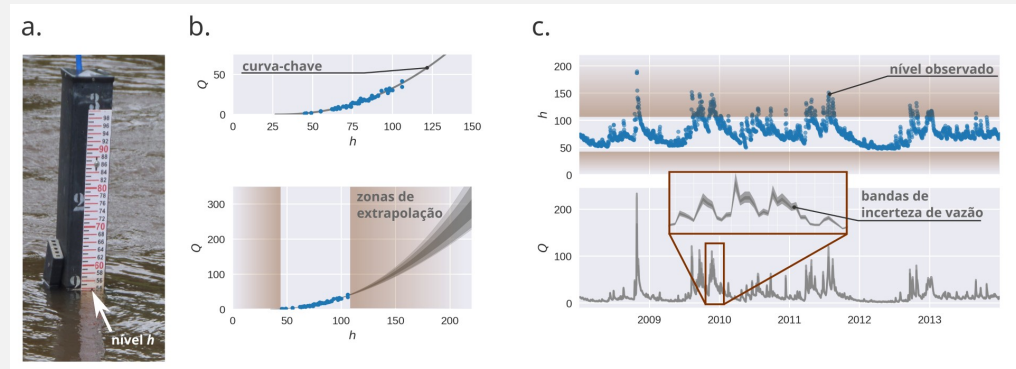
<sup>17</sup>Aqui o termo *rejeição*, *refutação* e *falsificação* são usados de forma equivalente.

**Destaque 1.3.1— Bandas de incerteza de vazão a partir de curvas-chave**

A **vazão** em rios quase nunca é medida diretamente, pois para isso é preciso uma equipe técnica especializada. É muito mais fácil e barato observar o **nível** dos rios a partir de réguas linimétricas. De fato, o nível de muitos rios no Brasil é observado duas vezes ao dia em estações fluviométricas da Rede Hidrometeorológica Nacional. Assim, as raras observações de vazão factíveis são utilizadas na construção de uma **curva-chave**, que geralmente é um modelo matemático do tipo potência:

$$Q = a \cdot (h - h_0)^b$$

Em que  $Q$  é a vazão em  $m^3/s$ ;  $h$  é o nível observado, e;  $h_0$ ,  $a$  e  $b$  são os parâmetros do modelo. Essa curva pode então ser usada para a estimativa da vazão a partir das observações rotineiras de nível.



**Figura 1.6 — Bandas de incerteza de vazão a partir de curvas-chave.** a — Observação de nível  $h$  em uma régua linimétrica. b — Ajuste de um modelo tipo potência e estimativa da incerteza por métodos de reamostragem do erro. c — Série histórica de nível e bandas de incerteza da vazão.

Como ilustrado na Figura 1.6, a confirmação desse modelo diante das evidências de nível e vazão inicia-se por ajustar os parâmetros aos dados disponíveis com técnicas de otimização. O comportamento do erro aleatório pode ser então avaliado. A variância do erro, se estabilizada, permite reamostragens estatisticamente equivalentes dos dados (simulações de Monte Carlo). As bandas de incerteza da curva-chave, assim, se refletem na incerteza da estimativa na série histórica de vazão. No exemplo apresentado, nota-se que existem **zonas de extrapolação** nos extremos, onde a incerteza se expande desproporcionalmente. Isso é esperado, pois eventos extremos de vazão são raros ou difíceis de serem medidos. Por outro lado, a captura de poucos eventos extremos pode reduzir a incerteza nessas zonas.

Uma abordagem interessante nesse contexto é apresentada por Thomas Morlot e colegas, que salientam que além das incertezas estatísticas, as curvas-chave apresentam uma dependência temporal associada à mudança na morfologia da seção do rio [24]. Outras complexidades também existem, como a histerese hidráulica que pode se manifestar sob diferentes regimes de escoamento [25].

Considere o enunciado universal de que “*todos os cisnes são brancos*”. Para estabelecer definitivamente a verdade desse enunciado pelo método indutivo, seria preciso observar todos os cisnes que existem no universo, inclusive cisnes no passado e no futuro, o que é obviamente impossível na prática. Por outro lado, só é preciso avistar um *único cisne preto* (ou de qualquer outra cor) no tempo e no espaço para refutar definitivamente a teoria de que todos os cisnes são brancos. Afinal, se o enunciado singular “*um certo cisne é preto*” é verdadeiro (pois foi verificado empiricamente), então deduzimos que o enunciado universal “*todos os cisnes são brancos*” é falso:

530  $S_1 \implies S_2$  se todos os cisnes são brancos, então um certo cisne é branco  
 535  $\neg S_2$  um certo cisne **não** é branco  
 $\therefore \neg S_1$  portanto, nem todos os cisnes são brancos

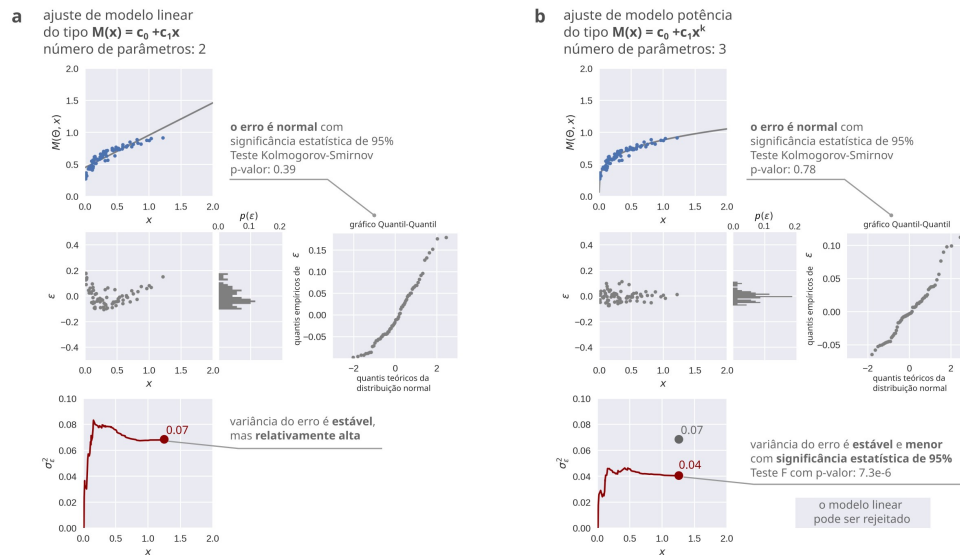
Esse modo de lógica dedutiva, por envolver a negação, chama-se *modus tollens*, ao contrário do *modus ponens*, que envolve a afirmação positiva. O que Popper demonstra é que existe uma

540 assimetria fundamental entre esses dois modos de lógica quando queremos deduzir enuncia-  
dos universais a partir de enunciado singulares (fazer generalizações a partir de observações  
pontuais), sendo o *modus tollens* a única forma de se obter conhecimento seguro (no caso, a  
falsidade de um enunciado universal). Daí decorre que as observações e experiências empíricas  
são importantes para refutar teorias, não para confirmá-las. Enquanto uma teoria sobrevive a  
545 rigorosos testes empíricos, se diz que essa teoria é *corroborada* pelas evidências empíricas –  
mas nunca confirmada.

Alicerçado com esse argumento, Popper se volta para o que ele chama de **problema da demarcação**, trazido inicialmente por Kant: a dificuldade de distinguir se uma teoria é *científica* ou é *apenas metafísica*, baseada unicamente em abstrações. Ao contrário dos empiristas, que alegam que a experiência é a origem de todo o conhecimento, para Popper a origem de onde as teorias surgem é irrelevante. Desde que sejam logicamente consistentes, elas podem se manifestar tanto a partir de alguma observação empírica motivadora (como no exemplo dos cisnes brancos), quanto a partir da intuição criativa (como os experimentos mentais feitos por Einstein). O que é relevante é a capacidade da teoria não sobreviver aos testes da experiência empírica, ou seja, a capacidade de ser rejeitada. Essa capacidade, que se denomina **falseabilidade**, é o *critério de demarcação* que categoriza uma teoria como científica. Resumidamente, na ótica do racionalismo crítico, uma teoria científica deve ser falseável. Aqui, é importante frisar que ser falseável significa que a estrutura da teoria autoriza que observações possam ser usadas para demonstrar a sua eventual falsidade. Se *por princípio* é impossível provar que  
560 uma teoria é falsa a partir de observações ou experimentos, então essa teoria não é científica. Isso geralmente implica que teorias científicas devem ser precisas o suficiente para produzirem previsões observáveis. No caso de Einstein, sua teoria era precisa e fazia previsões observáveis que foram, no jargão de Popper, *corroboradas* por outros cientistas (mas que poderiam ter sido perfeitamente refutadas). Já um exemplo intuitivo de teoria não falseável é a teoria do Multiverso, uma teoria cosmológica que postula a existência de Universos paralelos ao que habitamos. Por mais sedutora que seja para *explicar* alguns mistérios cosmológicos, essa teoria não é científica pois não autoriza nenhum *teste* com observações empíricas – por princípio, não há como observar além de nosso próprio Universo. Nas palavras de Popper:

(...) uma teoria é algo que o entendimento tenta prescrever à natureza; algo que a natureza frequentemente não permite que se prescreva a ela; uma hipótese que nós tentamos impor à natureza, mas que pode ser desmentida por ela – Karl Popper [26].  
570

Uma vez designada a falseabilidade como critério de demarcação de teorias científicas, Popper avança para o então chamado **problema da simplicidade**. Esse problema epistemológico consiste na dificuldade de explicar por que se deve preferir teorias mais simples do que teorias mais complexas (também conhecido por *navalha de Occam*). Por exemplo, considere uma série de observações pontuais de um dado fenômeno dispostas em um sistema de coordenadas. Se existe uma lei teórica que descreve esse fenômeno, essa lei será uma curva que liga todos os pontos observados. Só que para um número finito de pontos sempre é possível ajustar um número infinito de curvas com as mais diversas fórmulas matemáticas. Se uma  
580 reta apresentar um bom ajuste, isso também é possível com a parte assintótica de uma hipérbole. Como vimos na seção anterior, ainda que os empiristas bayesianos possuem métodos para atualizar o grau de convicção no ajuste de uma dada curva à medida que novas observações são coletadas, eles não têm nada a dizer sobre a justificativa de ter *escolhido essa curva em primeiro lugar*, a não ser a sua suposta *simplicidade*. Esse é de fato um problema confuso, pois depende do que queremos dizer com o conceito de simplicidade. Para uns, significa um aspecto estético, algo relacionado à elegância matemática – como o fato de órbitas circulares para os planetas parecerem mais bonitas que órbitas elípticas. Para outros, quer dizer um aspecto pragmático, algo relacionado à economia de tempo e recursos – um método mais fácil  
590 para resolver uma tarefa deve ser preferido do que um método mais intrincado. O estatístico



**Figura 1.7 — Critérios de rejeição para seleção de modelos.** **a** — Ajuste de um modelo linear do tipo  $M(x, \Theta) = c_1 x + c_0$ . **b** — Ajuste de um modelo potência do tipo  $M(x, \Theta) = c_1 x^k + c_0$ . Os dois modelos são ajustados para o mesmo conjunto de dados observados. Ambos os ajustes satisfazem as premissas de erro normal e variância estável (homoscedástica). Apenas pelo princípio da parcimônia (simplicidade), o modelo linear deveria ser preferido pois apresenta menos parâmetros. Mas o modelo potência apresenta variância do erro menor com significância estatística de 95%. Esse pode ser um critério de rejeição para o modelo linear.

George Box (1919-2013), por exemplo, defende o que ele chama de **princípio da parcimônia** em modelos matemáticos por critérios puramente práticos, como a carga cognitiva, melhor precisão e objetividade [20].

Em vista disso, Popper elimina qualquer caráter estético ou pragmático, igualando a simplicidade de uma teoria com o seu **grau de falseabilidade**: quanto mais simples, mais falseável. Isso resolve logicamente o problema da simplicidade, pois, nas suas palavras:

Os enunciados simples (...) nos dizem mais, porque encerram um conteúdo empírico maior e porque são suscetíveis de testes mais rigorosos – Karl Popper [27].

600 Ou seja, enquanto uma teoria mais simples, que é mais *restritiva*, sobreviver aos testes empíricos, não faz sentido lógico adotar uma teoria menos simples, que é mais *flexível*. Isso fica mais claro em termos matemáticos, pois o número de parâmetros de uma curva está inversamente associado ao seu grau de falseabilidade. Considere uma curva com três parâmetros, como um polinômio de segundo grau (uma parábola):  $f(x) = c_2 x^2 + c_1 x + c_0$ . Essa curva é muito mais

605 flexível para ajustar dados que uma curva com dois parâmetros, como um polinômio de primeiro grau (uma reta):  $g(x) = c_1 x + c_0$ . Afinal, se fizermos o parâmetro quadrático  $c_2$  suficientemente pequeno, podemos ajustar igualmente bem os dados de uma linha reta  $g(x)$  sem falsear a teoria que o fenômeno estudado é descrito pela parábola  $f(x)$ , pois  $\lim_{c_2 \rightarrow 0} f(x) = g(x)$ . A mesma lógica se aplica para órbitas circulares e elípticas: a teoria do círculo, sendo essa curva

610 um caso específico de elipse, deve ser preterida antes da teoria da elipse não por sua estética, mas por sua facilidade de ser demonstrada falsa pelas evidências observadas.

O conceito de simplicidade de Popper faz sentido lógico, mas não responde exatamente como proceder diante de evidências observadas que apresentam ruído aleatório. Na prática, é impossível se obter dados perfeitamente aderentes a uma relação matemática fundamentada em algum princípio teórico, como uma função linear, quadrática, de potência, etc.

615 Antes de prosseguir, aqui é importante diferenciar uma teoria de um **modelo estatístico**. As teorias estabelecem modelos matematicamente precisos sobre determinados fenômenos. Os modelos estatísticos, por outro lado, são um tipo de teoria que definem precisamente *o padrão*

*matemático de um conjunto de dados, sem vínculos teóricos sobre os fenômenos subjacentes*<sup>18</sup>.

No caso das teorias, a questão em aberto na abordagem racionalista de Popper é quando que as anomalias nos dados devem ser levadas a sério a ponto de se rejeitar uma teoria simples para dar lugar a uma teoria mais complexa. Ou seja, o quanto que os dados devem se desviar do modelo proposto pela teoria para que ela seja considerada falseada pelas evidências? Essa pergunta inevitavelmente introduz uma decisão, que é a definição prévia de um **critério de rejeição**. A decisão sobre o critério de rejeição precisa ser *antes* da avaliação da teoria (*a priori*) porque se for *depois* nada impede que a teoria nunca seja rejeitada – basta estabelecer um critério sabidamente brando. O próprio Popper critica as teorias que, diante de evidências claramente falseadoras, usam de subterfúgios e explicações auxiliares *ad hoc* para tentar sobreviver. Esse dilema fica evidente no caso das premissas mencionadas na Seção 1.3 sobre o modelo estatístico do ruído aleatório: média nula, variância constante, independência no tempo e distribuição normal. Por exemplo, pode-se avaliar a premissa de normalidade do erro  $\varepsilon$  a partir do gráfico Quantil-Quantil ou com testes de hipótese, como o teste de Kolmogorov–Smirnov. No caso do gráfico Quantil-Quantil, a interpretação é puramente visual. Se o gráfico se desviar muito de uma linha reta, a premissa deve ser rejeitada. Já no caso do teste de hipótese, o nível de confiança para a hipótese nula é definido *a priori*. Se o nível de confiança desejado for definido em 95%, um p-valor menor ou igual que 0.05 quer dizer que a probabilidade da normalidade diante dos dados considerados é menor que 5%, e a premissa deve ser rejeitada. Outro exemplo, ilustrado na Figura 1.7, é quando todas as premissas sobre os resíduos são satisfeitas tanto por um modelo simples quanto por um modelo complexo, mas o modelo complexo é mais *acurado* que o modelo simples, ou seja, a dispersão do erro é *menor*. O quanto a dispersão deve ser menor para se rejeitar o modelo mais simples? De novo, é possível aplicar um teste de hipótese para variâncias iguais, o Teste-F, e se obter uma resposta para um nível de confiança definido previamente. Se as variâncias forem diferentes com significância estatística, deve-se rejeitar o modelo mais simples. De uma forma ou de outra, existe subjetividade envolvida na rejeição, pois são necessários critérios ou limiares definidos *a priori*.

## 1.5 Mudanças de paradigmas

Na Filosofia da Ciência, existe uma diferença importante entre o **contexto da justificação** e o **contexto da descoberta**. O primeiro contexto trata do problema epistemológico de como justificar a verdade de uma teoria. O segundo contexto investiga o problema histórico e sociológico de como se dá o progresso na Ciência – se é que existe progresso. As diferentes correntes filosóficas citadas nas seções anteriores se enquadram no primeiro contexto, pois oferecem soluções para o problema epistemológico da justificação. De uma forma ou de outra, elas conferem um papel importante para as evidências empíricas. Para os empiristas bayesianos, as evidências seriam utilizadas indutivamente para confirmar o grau de convicção em uma teoria a partir da matemática das probabilidades. Para os racionalistas críticos, as evidências seriam essenciais para falsear teorias a partir da lógica dedutiva, deixando as teorias em uma eterna condição provisória – elas seriam corroboradas mas nunca confirmadas. A *confirmação* e a *rejeição*, assim, formam uma dicotomia um tanto paradoxal, pois ambas fazem sentido na prática da Ciência, mas se contradizem. Esse paradoxo é eliminado pela perspectiva do contexto da descoberta. Em sua obra *A estrutura das revoluções científicas*, Thomas Kuhn (1922-1996) traz uma contribuição substancial nesse sentido.

<sup>18</sup>Um exemplo intuitivo para essa diferença é considerar uma população, digamos, de mil triângulos com tamanhos aleatórios. Se olharmos os dados de perímetro e área, podemos facilmente criar um modelo estatístico entre essas duas variáveis: perímetros grandes em geral são acompanhados de áreas grandes. Mas isso não é uma lei teórica sobre os triângulos, pois alguns triângulos muito agudos apresentam grandes perímetros e área pequena. A teoria matemática obviamente é que a área de um triângulo é a sua base vezes altura dividido por dois – o perímetro está relacionado parcial e indiretamente.



Como historiador, Kuhn adverte que a Ciência não existe pairando no nada: ao contrário, é constituída por uma *comunidade* de seres humanos que interagem ao longo da História, por sucessivas gerações, dentro de uma sociedade maior. A existência da **comunidade científica** implica que deve-se levar em conta não apenas a História da Ciência mas também a Sociologia da Ciência para entender o contexto da descoberta. Essa comunidade obviamente não é um bloco único, mas uma rede social de comunidades menores, de diferentes disciplinas e áreas do conhecimento. Nessa linha, Kuhn propõe que a dinâmica de uma dada comunidade científica produz um padrão histórico cíclico, estruturado por três fases encadeadas: o período da **ciência normal**, o período de **crise** e o período **revolucionário**. A confirmação e falsificação de teorias, portanto, predominam em diferentes etapas desse padrão histórico, sendo a confirmação um processo dominante no período da ciência normal e a rejeição uma característica essencial do período de crise. Mas o processo mais importante para mudança na Ciência, que ocorre durante o período revolucionário, é a **competição** entre teorias. Em suas palavras:

(...) a competição entre segmentos da comunidade científica é o único processo histórico que realmente resulta na rejeição de uma teoria anteriormente aceitável ou na adoção de outra. – Thomas Kuhn [28].

Esse processo é inevitavelmente intergeracional, pois novos membros da comunidade precisam ser reeducados a pensar sob uma nova visão de mundo. Para ilustrar esse ponto, Kuhn cita um trecho marcante da autobiografia do físico Max Planck (1858-1947):

(...) uma nova verdade científica não triunfa por convencer seus oponentes e fazê-los ver a luz, mas sim porque seus oponentes acabam eventualmente morrendo e uma nova geração cresce familiarizada com ela. – Max Planck *apud* Thomas Kuhn [28].

Uma ideia chave para Kuhn é a de que uma comunidade científica compartilha um mesmo **paradigma**. Por paradigma, ele se refere a um conjunto de soluções exemplares para problemas de pesquisa, ou seja, um sistema de teorias, instrumentos e práticas auxiliares que resolvem muito bem certos problemas amplamente aceitos e são *promissoras* para resolver problemas misteriosos e controversos com grande apelo competitivo. Esse apelo competitivo é importantíssimo, pois a atração de segmentos da comunidade em torno de um paradigma apresenta uma retroação positiva: quanto mais segmentos adotam o paradigma, mais novos segmentos se convencem de que precisam adotá-lo também, sob a penalidade de ficar para trás. A comunidade científica no período normal, assim, opera tanto nas frentes teóricas quanto nas frentes aplicadas no sentido de reafirmar e articular o paradigma hegemônico. Não se faz pesquisa científica nesse período com o objetivo explícito de encontrar novidades inesperadas, e o sucesso de uma pesquisa normal *define-se justamente por não encontrar nenhuma surpresa*. Uma pesquisa bem sucedida geralmente confirma o que o paradigma vigente já prometia ao trazer um detalhamento mais refinado ou ao expandir o campo de aplicações (por exemplo, pela invenção de novas tecnologias). Como em um jogo de quebra-cabeça, na ciência normal se presume de antemão a imagem completa que as peças formam – o único desafio é fazer as peças se encaixarem. Aqui, surge a sensação de que a Ciência é um empreendimento *cumulativo*: cada novo membro introduzido na comunidade científica teria a humilde missão de assentar mais um pequeno tijolo em um grande “edifício do conhecimento humano”. Na opinião de Kuhn, essa impressão de acumulação, além de equivocada no contexto maior, é reforçada pelo amplo uso de livros-texto na formação de novos pesquisadores. Esses livros didáticos funcionam como veículos da perpetuação do paradigma hegemônico porque, quando não são simplesmente escritos de forma anti-histórica, eles distorcem a História para que ela pareça um processo linear e inevitável na direção das teorias vigentes.

Kuhn argumenta, com diversos exemplos na História da Ciência, que as peças do quebra-cabeça estudado pela ciência normal eventualmente não se encaixam. Se por um lado

o conhecimento se acumula durante o período normal, por outro também se acumulam **anomalias** empíricas e teóricas. Normalmente evitadas ou ignoradas, em dado momento essas anomalias passam a causar um mal-estar generalizado na comunidade científica, que entra então no período de crise. O exemplo de crise mais detalhado por Kuhn é a do geocentrismo, mas também ele oferece exemplos na química, na mecânica e no eletromagnetismo. Por esse ângulo, a História mostra que algumas crises se instalam lentamente, como na química, e que outras são súbitas, como a causada por Einstein na Física. Uma comunidade científica em crise apresenta diversos sintomas, tais como a discórdia, o descontentamento, debates filosóficos e, principalmente, a proliferação generalizada de teorias candidatas para explicar as anomalias.

A única saída para a crise é a revolução causada pela proposição de um paradigma que seja irresistível para a comunidade científica. Como já assinalado, o novo paradigma deve ser eficaz na solução de problemas já conhecidos e fazer promessas tentadoras para a solução dos problemas em aberto. As novas ideias devem, de alguma forma, oferecer uma **retrocompatibilidade** com as ideias antigas sem, contudo, serem contaminadas pelos problemas embutidos nos princípios fundamentais das ideias antigas. As revoluções científicas, assim, são episódios em que o suposto edifício do conhecimento é demolido para que uma nova edificação seja erigida sobre uma nova fundação, com uma nova planta. Nesse período revolucionário, que geralmente dura uma geração, a comunidade científica migra em massa para o novo paradigma. Novos livros-texto são então escritos e se instala um novo ciclo histórico de ciência normal. Um aspecto importante desse processo é que, para Kuhn, um paradigma novo é tão diferente em termos de fundamentos do antigo que eles são *incomensuráveis*: a comunicação intelectual entre eles é extremamente precária, pois representam diferentes visões de mundo. Exemplos típicos de **incomensurabilidade teórica** ocorrem com o conceitos de massa, espaço e tempo na física de Newton e na física de Einstein. Apesar do mesmo nome e o mesmo símbolo, esses conceitos apresentam significados distintos sob os diferentes paradigmas, com implicações teóricas distintas<sup>19</sup>. Com isso, Kuhn traz uma conclusão inquietante: a de que *não há progresso absoluto* na Ciência na direção da verdade sobre a realidade, apenas *relativo* ao que estamos preocupados em explicar. Mais do que isso, com a sua tese, Kuhn aponta a profundidade da dinâmica social sobre a Ciência, que frequentemente é retratada como o mais racional dos empreendimentos humanos<sup>20</sup>.

Como foi exposto, a tese de Thomas Kuhn sobre o contexto da descoberta elimina o paradoxo entre confirmação e rejeição, que são soluções contraditórias no contexto da justificação. Mas um olhar cauteloso capta que a abordagem de Kuhn é essencialmente empirista: ele busca *confirmar* as ideias de paradigmas e de revoluções científicas a partir de exemplos da História da Ciência, ou seja, a partir de *evidências empíricas*. Kuhn utiliza a inferência indutiva para justificar uma teoria sobre o contexto da descoberta. Pela perspectiva racionalista crítica, por mais bem corroborada que seja, um único contra-exemplo seria suficiente para falsear a teoria de Kuhn. O problema é que esse fato, paradoxalmente, *ressuscita a dicotomia entre confirmação e falsificação*. Para piorar, se a teoria de Kuhn é científica (ou seja, falseável), não seria ela *em si* um paradigma de como explicar o contexto da descoberta? Surge aqui um laço recursivo de auto-referência. A recursão em um argumento geralmente é indicador do problema da regressão infinita, mencionado anteriormente. Essa é uma típica situação aterrorizante de se estar andando eternamente em círculos que a Filosofia proporciona. Karl Popper, talvez por ser um filósofo e não um historiador, parece ter antevisto esses problemas e pré-estabeleceu que a

<sup>19</sup>No paradigma newtoniano a gravidade é uma força de atração relacionada à massa que atua de forma instantânea e à distância. Já no paradigma einsteniano a gravidade não é uma força, mas uma *consequência* da distorção do próprio espaço, implicando na existência de ondas gravitacionais. Para Kuhn, Einstein não simplesmente extrapola os limites de Newton: ele produz uma nova visão de mundo que é inconciliável com a anterior.

<sup>20</sup>A ênfase de Kuhn na relatividade do conhecimento, na contingência histórica e na presença de paradigmas deu fôlego para o surgimento da corrente filosófica do **pós-modernismo**, trazendo consigo a noção de que o conhecimento humano é um **discurso**. Assim, os pós-modernistas rejeitam grandes narrativas absolutistas e ressaltam a influência linguística, cultural e sobretudo política que permeia a produção de conhecimento.

755 teoria sobre método científico não pode ser ela mesma científica – falseável por evidências –  
mas apenas uma teoria baseada na Lógica.

## 1.6 O problema da subdeterminação

O que vimos até o momento insere-se na corrente filosófica mais ampla chamada de **realismo científico**. Essa corrente essencialmente defende a tese de que o propósito da Ciência é provi-  
760 denciar teorias que são descrições verdadeiras da realidade [29]. Por exemplo, iniciamos este capítulo mencionando que Keith Beven classifica de *realismo pragmático* a filosofia da maioria dos usuários de modelos hidrológicos, que é o entendimento tácito de que os modelos assegu-ram uma descrição aproximada da realidade que pode ser melhorada com novas tecnologias. O realismo pragmático, para Beven, seria uma vertente do realismo científico. As origens do  
765 realismo científico podem ser identificadas nas ideias de René Descartes [30]. Aqui, é preciso estabelecer que o **realismo** em si consiste na concepção da Metafísica que admite a existência da realidade *objetiva*, ou seja, que o mundo não depende de ninguém para observá-lo. Nesse sentido, quando uma pessoa entra em uma sala e observa uma mesa, se admite que a mesa estava ali antes dela entrar. A mesa não se realizou instantaneamente no ato de observar. Ob-  
770 jetos, como mesas, existem de forma independente dos sujeitos. Essa concepção se opõe ao **idealismo**, corrente que considera a realidade estritamente como um produto dos sujeitos, ou seja, *subjetivo*. Se concordamos com a existência de um suposto objeto, como uma mesa, é por que ela se realiza de forma similar em nossas mentes, ou seja, *intersubjetivamente*. Descartes flerta com o idealismo quando ele questiona a sua própria existência no *Discurso do método*,  
775 em especial com a vertente do solipsismo – a ideia de que a mente de quem está lendo este texto é a única coisa que de fato existe. Descartes basicamente aponta que, apesar de termos certeza absoluta sobre as ideias em nossa mente, é difícil garantir que elas correspondam à realidade externa. Nos termos dele, *verossimilhança não implica verdade*. Para tentar resolver esse pro-blema, Descartes descreve o método da dúvida, que serviu de inspiração para a formação do  
780 método científico moderno, contribuindo para o debate em torno do problema da justificação que abordamos até agora. No final das contas, o problema da justificação está inerentemente contaminado pelo *pressuposto de que a realidade objetiva existe*, sendo o conceito de **verdade** precisamente a *correspondência* entre as teorias e a realidade.

A tese do realismo científico parece óbvia, mas não é tão simples assim de defendê-la.  
785 De fato, Bas van Fraassen [29] e Nancy Cartwright [31] fazem uma crítica profunda, propondo um ponto de vista radicalmente empirista denominado **instrumentalismo**<sup>21</sup> [32]. Ambos sus-tentam a tese de que o objetivo da Ciência é produzir teorias que apresentem *adequação empí-rica* – e nada além disso. Como adequação empírica não implica logicamente uma descrição verdadeira da realidade, a reivindicação do realismo científico é ambiciosa demais em termos  
790 epistemológicos. Esse ponto de vista não nega a existência da realidade (não é uma corrente idealista): o que se nega é a ambição de se obter uma descrição verdadeira sobre a realidade. As teorias e seus modelos seriam somente *instrumentos* úteis construídos por cientistas para explicar evidências empíricas. Um dos principais motivos para essa alegação é o **problema da subdeterminação**<sup>22</sup>, que é a dificuldade de garantir que as evidências observadas determi-  
795 nem a verdade de uma teoria sem que existam teorias empiricamente equivalentes [33], [34]. A orientação de Popper, de se preferir sempre a teoria mais simples, só funciona bem para teorias completamente falseáveis pelas evidências empíricas. Isso não é o caso para a maior parte das teorias, que quase sempre postulam a existência *entidades inobserváveis* para expli-car fenômenos que são diretamente observáveis. Por exemplo, na Física se evoca a existência  
800 de elétrons e campos eletromagnéticos (inobserváveis) para explicar os raios e relâmpagos de

<sup>21</sup>Instrumentalismo é uma denominação abrangente e neutra. Por exemplo, van Fraassen auto-denomina sua tese de *empirismo construtivista*. Os realistas, por sua vez, classificam o instrumentalismo de *anti-realismo*.

<sup>22</sup>Tradução livre do termo em inglês *underdetermination*.



uma tempestade (observáveis). Isso complica tudo, pois não importa qual for a maneira de detectar as entidades inobserváveis, como os campos eletromagnéticos, as evidências indiretas sempre estarão contaminadas com uma *carga teórica embutida*<sup>23</sup> que estabelece a existências dessas entidades em primeiro lugar. Esse tipo de abordagem teórica envolve um tipo de raciocínio não-dedutivo, chamado de **inferência à melhor explicação**<sup>24</sup>, ou abdução. Por não ser dedutivo, esse raciocínio não garante a verdade da sentença consequente e também está sujeito ao problema da indução postulado por Hume. Assim, uma teoria que instancia entidades inobserváveis paga o preço de ser subdeterminada pelas evidências empíricas observáveis.

Uma das principais defesas do realismo científico consiste em evocar o sucesso da Ciência como evidência de que as teorias científicas, mesmo instanciando entidades inobserváveis, progridem para descrever a realidade de forma cada vez mais verdadeira [35]. Pela perspectiva racionalista crítica, ainda que a verdade última sobre a realidade esteja permanentemente protegida, a rejeição de teorias oportuniza o isolamento incremental do conjunto de ideias potencialmente verdadeiras. De fato, é inegável que as previsões teóricas e as aplicações tecnológicas que a Ciência produziu nos últimos séculos são impressionantes e não têm precedentes históricos. Diante de todo esse sucesso, até soa um tanto absurdo considerar que a Ciência moderna não descreve a realidade. Apesar da inferência à melhor explicação não garantir uma implicação lógica, como corretamente assinalam os instrumentalistas, os defensores do realismo científico argumentam que seria *um milagre* extremamente improvável as teorias atuais estarem obtendo bons resultados por motivos errados. Entretanto, Donald Hoffman traz a possibilidade de que as teorias científicas descrevam com notável adequação empírica o comportamento de uma *interface cognitiva* [36]. Ele sustenta que sistemas cognitivos, quando submetidos à seleção natural, são pressionados a operar através da **heurística**. Ou seja, aqueles sistemas que compactam as informações necessárias para tomar decisões úteis ganham vantagem competitiva. A evolução desses sistemas resulta em uma interface perceptual otimizada para a sobrevivência e reprodução, mas cuja probabilidade de ser equivalente à realidade é *precisamente zero*. Como analogia, considere a interface gráfica de um computador. Nesse caso, podemos facilmente observar o comportamento de botões e ícones para identificar padrões sem saber nada sobre os mecanismos eletrônicos subjacentes. As informações da interface gráfica não dizem absolutamente nada sobre o *hardware*. Para Hoffman, a verdade sobre realidade pode simplesmente não ter nada a ver com espaço, tempo, energia, matéria, etc – nos termos de Kant, essas seriam as categorias transcendentais que usamos para compactar e integrar informações perceptuais<sup>25</sup>.

O problema da subdeterminação tem implicações diretas e relevantes para usuários de modelos ambientais, incluindo modelos hidrológicos. Nesse contexto, Naomi Oreskes e colegas apontam que a subdeterminação ocorre porque diversos processos representados pelos modelos não são observáveis *na prática*, ou seja, as informações sobre o sistema modelado são *incompletas* tanto no tempo quanto no espaço [38]. Essa versão mais branda da subdeterminação também é denominada de **problema da equifinalidade** [39]. Por exemplo, considere o escoamento subterrâneo que ocorre em bacias hidrográficas. É evidente que esse processo existe: uma expedição de campo torna isso claro ao se observar diretamente as nascentes dos riachos, os locais onde a água subterrânea aflora para a superfície. Inclusive, piezômetros podem

<sup>23</sup>Tradução livre do conceito de *theory-ladenness* em inglês.

<sup>24</sup>Tradução livre do termo em inglês *inference to the best explanation*.

<sup>25</sup>Donald Hoffman subverte o paradigma do fisicalismo material ao propor que a realidade não é constituída fundamentalmente de partículas subatômicas, mas sim de uma rede infinita de interações entre agentes conscientes [37]. As interações desses agentes produzem interfaces cognitivas que eventualmente instanciam laços de auto-referência, ou seja, realizam um *Self*, um “Eu”. Essa hipótese explica ao mesmo tempo tanto por que experiências subjetivas existem (note que elas não são previstas dentro do fisicalismo material) quanto por que o realismo definitivamente não se sustenta na escala quânticas (as propriedades supostamente físicas são realizadas instantaneamente no ato de observar). Apesar de rejeitar o fisicalismo, a hipótese de Hoffman é científica, pois é falseável no sentido de que seu desenvolvimento matemático deve, obrigatoriamente, reprojeter as leis da Física como as conhecemos através da interface.

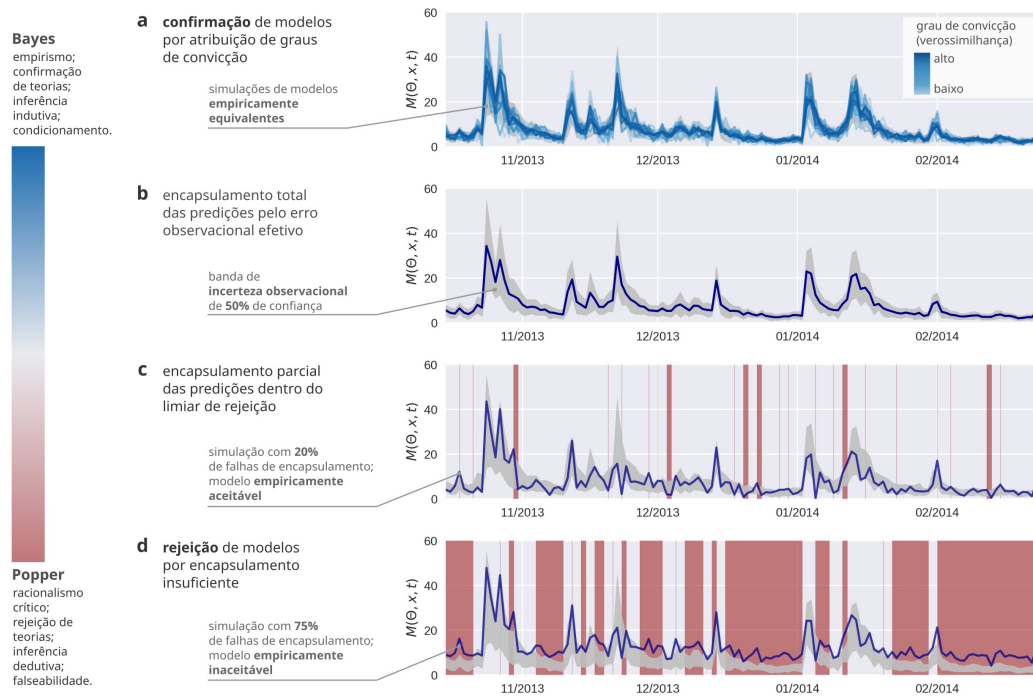
ser instalados para se monitorar o nível do lençol freático, o que traz mais evidências diretas sobre esse processo. Porém, a extensão e a dinâmica completa desses fluxos subterrâneos é impossível de se monitorar na prática, sendo observável apenas pontualmente. Oreskes *et al.* argumentam que a parcialidade das informações torna os sistemas naturais modelados *logicamente abertos*. Ao contrário de sistemas logicamente fechados, como algoritmos e equações matemáticas, eles apontam que é impossível verificar ou validar um sistema logicamente aberto diante de *circunstâncias extenuantes* que frequentemente garantem explicações empiricamente equivalentes, ou *equifinais*. Isso é intuitivo: quando não temos informações completas sobre algum evento que observamos, é natural o surgimento de explicações rivais e igualmente válidas. Aliás, é justamente por esse motivo que experimentos científicos são projetados de forma a se reduzir a abertura lógica do sistema avaliado, ou seja, reduzir a influência das circunstâncias extenuantes. Assim, os modelos de sistemas naturais se apresentam como uma **hipótese principal** que precisa da ajuda de **hipóteses auxiliares**, tais como parâmetros, os dados de entrada, as escalas adotadas e, principalmente, as premissas teóricas subjacentes. Assim, surge um paradoxo: é justamente em razão da ausência de informações que se busca a aplicação de modelos em primeiro lugar. Se as informações já estivessem completamente disponíveis, dificilmente um modelo seria relevante para a tomada de decisão. Mas sem as informações completas, um modelo torna-se subdeterminado pelas evidências disponíveis – o problema da subdeterminação na aplicação de modelos é inexorável.

Para Keith Beven, o reconhecimento do problema da subdeterminação na modelagem hidrológica traz consequências radicais para a confirmação de modelos diante das evidências observadas, que é a necessidade de se avaliar o **erro total** associado a um dado modelo hidrológico [40]. Por essa perspectiva, a Equação (1.3) estaria incompleta, pois ali o erro  $\varepsilon$  representa apenas o ruído aleatório relacionado às evidências observadas. É necessário incluir não somente a **incerteza estatística**, resultante exclusivamente do ruído amostral, mas também a incerteza epistêmica, que decorre das hipóteses auxiliares necessárias para endereçar o problema da subdeterminação [41]. Sendo assim, a **equação do erro total** para modelos hidrológicos apresenta a seguinte forma:

$$O(x, t) + \varepsilon_O(x, t) + \varepsilon_\Delta(\Delta x, \Delta t, x, t) = M(\Theta, \Upsilon, \varepsilon_\Upsilon, x, t) + \varepsilon_M(\Theta, \Upsilon, \varepsilon_\Upsilon, x, t) + \varepsilon_r \quad (1.5)$$

Em que  $O(x, t)$  é a observação obtida na variável independente  $x^{26}$  e no tempo  $t$ ;  $\varepsilon_O(x, t)$  é o **erro de medição** da observação;  $\varepsilon_\Delta(\Delta x, \Delta t, x, t)$  é o **erro de comensurabilidade** na escala de modelagem  $\Delta x$  e  $\Delta t$ ;  $M(\Theta, \Upsilon, \varepsilon_\Upsilon, x, t)$  é a predição do modelo em  $x, t$  a partir do vetor de parâmetros  $\Theta$ , do vetor de dados de entrada  $\Upsilon$  e do **erro dos dados de entrada**  $\varepsilon_\Upsilon$ ;  $\varepsilon_M(\Theta, \Upsilon, \varepsilon_\Upsilon, x, t)$  é o **erro estrutural do modelo**, e;  $\varepsilon_r$  é o **erro aleatório** remanescente. O erro de comensurabilidade  $\varepsilon_\Delta$  resulta da conversão entre escalas, representando a incerteza epistêmica da diferença de significado entre uma observação obtida pontualmente em  $x, t$  e a variável correspondente modelada em  $\Delta x, \Delta t$ . Por exemplo, enquanto a vazão observada de um rio é instantânea e referente a uma seção específica do canal, a vazão modelada integra algum passo de tempo e se refere a uma extensão espacial discreta. O erro de medição  $\varepsilon_O$  e o erro de comensurabilidade  $\varepsilon_\Delta$  são mantidos do lado esquerdo da Equação (1.5) para denotar que juntos eles compõem o **erro observacional efetivo**. Já o erro dos dados de entrada  $\varepsilon_\Upsilon$  origina-se do agrupamento das incertezas tanto das condições de contorno (como os mapas da topografia, solos, vegetação, etc), quanto das variáveis forçantes do modelo (como chuva, temperatura, velocidade do vento, etc). Nesse caso, a incerteza geralmente é estatística, de maneira que amostras representativas tendem a reduzir seu impacto. Ela pode, contudo, também assumir uma natureza epistêmica quando os dados de entradas correspondem a **cenários**, fato que agrega uma carga conceitual. Por fim, o erro estrutural do modelo  $\varepsilon_M$  resulta da incerteza epistêmica da configuração teórica e numérica do modelo hidrológico. Essa componente é

<sup>26</sup>Em modelos hidrológicos a variável independente geralmente é o espaço bidimensional, ou seja, deve-se substituir  $x$  por  $x, y$ .



**Figura 1.8 — Abordagem instrumentalista para a modelagem hidrológica.** Nessa abordagem tanto a confirmação de Bayes quanto a rejeição de Popper são empregadas sob o reconhecimento do problema da subdeterminação (equifinalidade). **a** — Confirmação de modelos pelo condicionamento bayesiano, em que graus de confirmação (medidas de verossimilhança informais) são atribuídos para modelos empiricamente equivalentes. No caso, todos os modelos foram encapsulados pela banda de incerteza observacional dentro do limiar de rejeição pré-estabelecido. **b** — Encapsulamento total (sem falhas) de uma simulação (série temporal) pelo erro observacional efetivo das evidências empíricas. No caso ilustrado a banda de incerteza apresenta nível de confiança de 50%. Uma banda mais ou menos abrangente deve ser definida *a priori*. **c** — Encapsulamento parcial (com 20% de falhas) de uma simulação pelo erro observacional efetivo. Como a banda é de 50% de confiança, as falhas estão dentro do limiar de rejeição e o modelo pode ser considerado empiricamente aceitável. **d** — Rejeição de modelos por encapsulamento insuficiente (75% de falhas). Nesse caso as falhas superam o nível de 50% de confiança e o modelo deve considerado empiricamente inaceitável.

fortemente influenciada pelas premissas teóricas previamente definidas sobre o sistema e seus processos hidrológicos.

Com a Equação (1.5), Keith Beven operacionaliza um paradigma instrumentalista para a modelagem hidrológica que, para além da confirmação, *admite a rejeição de modelos*. Essa abordagem segue as recomendações discutidas por Albert Tarantola, de considerar tanto a confirmação empirista de Bayes quanto a rejeição racionalista de Popper para uma abordagem filosoficamente explícita de modelagem ambiental [42]. Nessa linha, a crítica sobre o paradigma hegemônico de modelagem, dominado pelo realismo pragmático, é que a confirmação de modelos ocorre sob o preço de se subestimar as incertezas epistêmicas, mascarando elas em um erro aleatório que é minimizado pelo ajuste de técnicas de otimização, como na Equação (1.3). Isso conduz ao **problema de sobre-ajuste** do modelos aos dados disponíveis que foram utilizados. Através do **processo de calibração** convencional<sup>27</sup>, chega-se na conclusão (equivocada) de que o modelo ajustado que foi identificado consiste na única representação empiricamente adequada. Por outro lado, a nova abordagem instrumentalista, nas palavras de Beven:

(...) consiste em aceitar que é muito implausível que as estruturas de nossos modelos atuais sejam descrições realisticamente verdadeiras dos sistemas ambientais de interesse, de maneira que talvez existam muitas outras configurações que produzam previsões aceitavelmente consistentes com quaisquer dados observados disponíveis. Isso consiste em tratar o problema da identi-

<sup>27</sup>Também denominado de *problema invertido*

ficabilidade como um problema de equifinalidade de estruturas e parâmetros de modelos em reproduzir o comportamento conhecido do sistema.<sup>28</sup> – Keith Beven (2009. p. 15) [43].

É importante assinalar que essa nova abordagem não abandona o processo de confirmação pelo método de condicionamento bayesiano da distribuição posterior dos parâmetros  $\Theta$ . Ainda que a equação do erro total torne impossível um tratamento formal da verossimilhança  $P(O|M)$ , permanece possível a atribuição de diferentes graus de convicção, ou pesos, para os **modelos empiricamente equivalentes** por medidas de verossimilhança informais  $\mathcal{L}(O|M)$ . A novidade da abordagem consiste em estabelecer que um **modelo empiricamente aceitável**<sup>29</sup> ocorre quando o seu erro estrutural  $\varepsilon_M$  for menor que o seu erro observacional efetivo  $\varepsilon_O + \varepsilon_\Delta$ . Do contrário, o modelo deve ser rejeitado. Isso implica que as predições de um modelo qualquer devem ser *encapsuladas*<sup>30</sup> por um intervalo de confiança definido *a priori* como um critério de rejeição. Ou seja, para um nível de confiança de  $\alpha\%$ , a **inequação de encapsulamento**:

$$O_{100-\alpha\%}(x, t) < M(\Theta, \Upsilon, \varepsilon_\Upsilon, x, t) < O_{\alpha\%}(x, t) \quad \forall \quad x, t \quad (1.7)$$

deve ser válida com uma frequência de pelo menos  $\alpha\%$ ; em que  $O_{100-\alpha\%}$  e  $O_{\alpha\%}$  são os limites inferiores e superiores do intervalo de confiança do erro observacional efetivo em cada ponto amostral  $x, t$ . Essa abordagem tem exatamente a mesma estrutura dos testes de hipótese estatísticos: 1) se define previamente um critério de rejeição por um nível de confiança  $\alpha\%$ ; 2) se calcula uma estatística de teste, no caso a taxa de encapsulamento da simulação, e; 3) se avalia o p-valor do teste, que no caso é a taxa de falhas de encapsulamento. Se o p-valor for maior que o nível de confiança, deve-se rejeitar o modelo. Por outro lado, todos os modelos que passarem pelo teste de encapsulamento mínimo são tidos como empiricamente equivalentes e podem ser confirmados com base em medidas de verossimilhança. A Figura 1.8 ilustra a abordagem para o encapsulamento de uma série temporal de uma variável hidrológica qualquer, mas que geralmente é a vazão em uma seção de rio. Nota-se que pré-definição do nível de confiança implica em bandas de incerteza observacional mais ou menos abrangentes. Esse fato introduz o seguinte dilema: quando se deseja muita certeza sobre as predições, a banda observacional pode ser muito larga, resultando em diversas simulações empiricamente aceitáveis e pouca precisão do erro estrutural. Isso cria a necessidade de se obter mais evidências, de forma que as observações em si apresentem bandas estreitas para níveis altos de confiança. Outro aspecto diferente do paradigma hegemônico, que opera unicamente pela confirmação, nada impede a eventual *rejeição de todos os modelos testados* pela inequação de encapsulamento. Se for o caso, Beven salienta, surge uma oportunidade valiosa para transformar a modelagem em um processo de aprendizado, que obriga os usuários a revisar detalhadamente tanto as hipóteses auxiliares quanto a hipótese principal, ou seja, as próprias premissas teóricas adotadas na concepção dos processos hidrológicos modelados. No limite, a rejeição total impõe a necessidade de novas teorias e explicações [45]. Sem isso, a comunidade científica desse campo estará eternamente presa aos mesmos paradigmas. ■

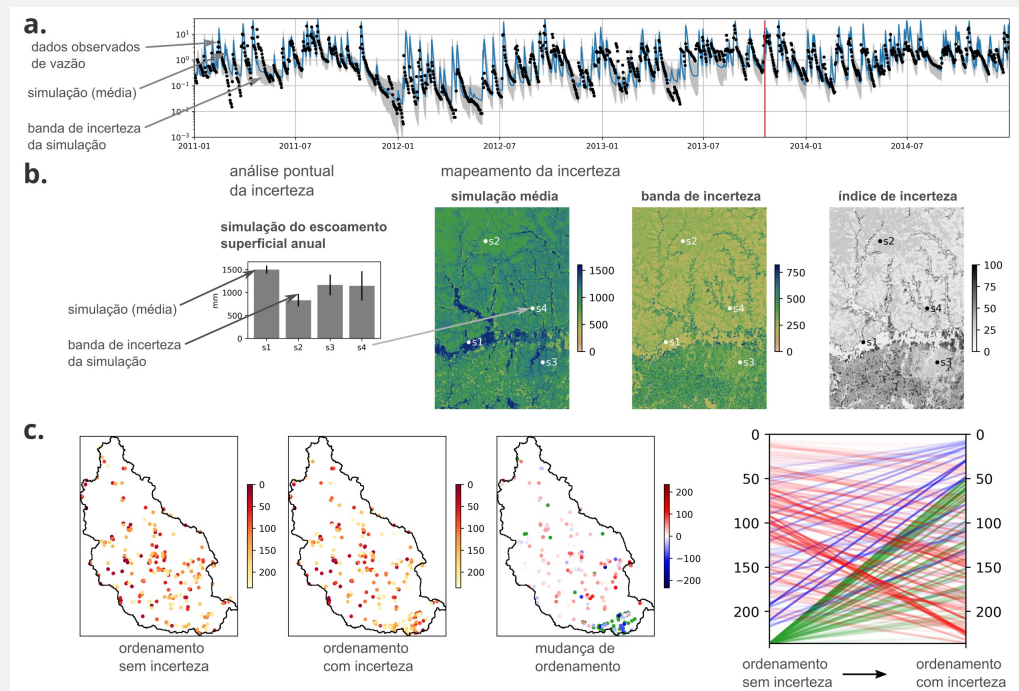
<sup>28</sup>Tradução livre de: *There is, however, another approach. That is to accept that it is very unlikely that our current model structures are truly realistic descriptions of the environmental systems of interest so that there may indeed be many different models that can be shown to provide predictions that are acceptably consistent with whatever observed data are available. That is to treat the problem of identifiability as one of equifinality of model structures and parameter sets in reproducing the known behaviour of the system.*

<sup>29</sup>Keith Beven se refere a modelos empiricamente aceitáveis por *behavioural models*.

<sup>30</sup>Tradução livre do termo *bracketing* em inglês.

### Destaque 1.6.1– O impacto da incerteza no mapeamento de prioridades de ações

Quando aplicados sob o paradigma instrumentalista, ao se admitir múltiplas soluções empiricamente adequadas, os modelos hidrológicos não produzem valores exatos das variáveis simuladas, mas intervalos onde a confiança é maior ou menor. Por exemplo, de uma população de modelos adequados, pode-se simular um **feixe de séries** de vazão. Estatísticas móveis nessas séries temporais podem capturar a tendência central, como a média, ou a dispersão, como as bandas produzidas por percentis inferiores e superiores. Mas quando modelos simulam processos hidrológicos de forma distribuída no espaço, surge então uma **pilha de mapas**, o que é um tanto difícil de se visualizar. Uma solução consiste em visualizar a centralidade e a dispersão em mapas separados, ou ainda sintetizar um índice de incerteza, como um coeficiente de variação normalizado.



**Figura 1.9 — Mapeamento de áreas prioritárias considerando incertezas na modelagem** **a** — Expressão das incertezas no tempo por bandas de incerteza. **b** — Expressão das incertezas no espaço considerando mapas separados ou um índice de incerteza normalizado **c** — Impacto no ordenamento de áreas prioritárias, comparação do ordenamento com e sem incertezas.

Como políticas baseadas em evidências precisam levar em conta as incertezas empíricas, a incerteza dos modelos tem sido empregada como informação relevante na identificação de áreas prioritárias [44]. Essa abordagem foi articulada por mim e demais colegas em Possantti et al. (2023) [4], ao se empregar um índice de prioridade ponderado pela incerteza nas regiões  $i$ :

$$IP_i = \frac{\sum_{i=1}^N IU_i * IA_i}{\sum_{i=1}^N IU_i} \quad \forall i \quad (1.6)$$

Onde  $IP_i$  é o **índice de prioridade**;  $IA$  é o **índice de aptidão** eleito com base na tendência central, e;  $IU$  é o **índice de incerteza**. Ou seja, quando se busca priorizar ações onde há maior escoamento superficial, o ordenamento das áreas será ponderado pela incerteza da modelagem. Os resultados obtidos demonstram que a incerteza dos modelos não é uniforme no espaço, causando impactos substanciais no ordenamento quando é considerada pela fórmula priorização.



## 1.7 Resumo do capítulo

950 Neste capítulo eu tentei estabelecer os fundamentos de uma filosofia instrumentalista para a aplicação de modelos hidrológicos. A separação entre o racionalismo, com sua ênfase na dedução, e o empirismo, que valoriza a indução, foi destacada. Pelo lado empirista, apresentei a epistemologia bayesiana, que propõe uma confirmação gradual de hipóteses baseada em probabilidades. Do lado racionalista, articulei a rejeição dedutiva de teorias, corrente defendida por 955 Karl Popper. Em sua tese sobre os paradigmas científicos, Thomas Kuhn, explica a alternância entre períodos de ciência normal e crises. Já o problema da subdeterminação, levantado por críticos do realismo científico, é aplicado à modelagem hidrológica, culminando em uma proposta instrumentalista que lida com a incerteza epistêmica na aceitação de modelos empiricamente adequados.

960 ■ **O problema da justificação.** Existe uma dificuldade de se justificar a verdade de teorias, de se estabelecer explicações definitivas sobre os eventos e fenômenos. Por um lado, os racionalistas apelam para o uso de inferência dedutiva, que garante a verdade de enunciados desde que suas premissas sejam verdadeiras. Por outro, os empiristas preferem usar a inferência indutiva, que faz uso de evidências empíricas para generalizar padrões 965 observados.

■ **Confirmação indutiva de hipóteses.** A epistemologia bayesiana descreve o processo de condicionamento empírico para confirmar hipóteses. Ao se reconhecer a existência de ruído aleatório nas observações empíricas, a verdade de uma hipótese deve ser descrita como um grau de convicção, ou probabilidade. Nesse processo, a distribuição de probabilidade de hipóteses é incrementalmente ajustada a partir da aplicação do Teorema de Bayes. 970

■ **Rejeição dedutiva de teorias.** Karl Popper, ao analisar a Lógica da pesquisa científica, defende que a única forma segura de se adquirir conhecimento é pela refutação dedutiva. Nesse sentido, o papel das evidências empíricas consiste em testar uma hipótese a partir de contra-exemplos que provam sua falsidade. Por esse motivo, Popper alega que as 975 teorias científicas devem ser teorias falseáveis, que permitem sua própria rejeição.

■ **Paradigmas e o contexto da descoberta.** Thomas Kuhn, ao explorar a História da Ciência, elimina a aparente contradição entre confirmação e rejeição de teorias. Ele sustenta que a dinâmica da comunidade científica desempenha um papel profundo na produção do conhecimento, especialmente no advento de paradigmas. Para ele, a confirmação ocorre 980 em períodos de ciência normal, enquanto que a rejeição predomina em períodos de crise. Os períodos de crise só acabam quando a competição de novas ideias dá lugar a um novo paradigma.

■ **O problema da subdeterminação.** O realismo científico é profundamente questionado por Bas van Fraassen e Nancy Cartwright. Eles estabelecem uma perspectiva instrumentalista, em que o objetivo da Ciência é unicamente produzir teorias empiricamente adequadas. Isso decorre principalmente da instância de entidades inobserváveis, fato que torna as teorias subdeterminadas pelas evidências. Uma versão disso ocorre na modelagem hidrológica pelo fato de muitos processos modelados não serem observáveis na 985 prática – o denominado problema da equifinalidade. Nessa linha, Keith Beven propõe um paradigma instrumentalista para a aplicação de modelos, que permite a rejeição de modelos a partir do teste de encapsulamento das previsões pela incerteza observacional. Os modelos que passam no teste são tidos como empiricamente aceitáveis e equivalentes. 990



O todo não é a mera soma das partes. Se fosse, cadeiras não poderiam existir. Da mesma forma, pessoas não poderiam existir. A **forma** unifica em **sistemas dinâmicos** as partes que, quando isoladas, em nada lembram o todo.

# Capítulo 2

## 995 O funcionamento de sistemas e modelos

Tudo o que pensamos saber sobre o mundo é um modelo. Cada palavra e cada idioma é um modelo. Todos os mapas e estatísticas, livros e bases de dados, equações e códigos são modelos. Assim são as maneiras como eu imagino o mundo na minha cabeça – meus modelos mentais. Nenhum destes é ou jamais será o mundo real.

---

Donella Meadows (2008, p. 86) [46]

Se a validação é impossível e todos os modelos estão errados, por que nos damos ao trabalho de construí-los? Sendo uma liderança, você deve reconhecer que estará usando um modelo – mental ou formal – para tomar decisões. Sua escolha nunca é se deve usar um modelo, mas sim qual modelo usar. Sua responsabilidade é usar o melhor modelo disponível para o propósito em questão, apesar de suas limitações. Adiar ações na vã busca por um modelo perfeito é, por si só, uma decisão, com suas consequências.

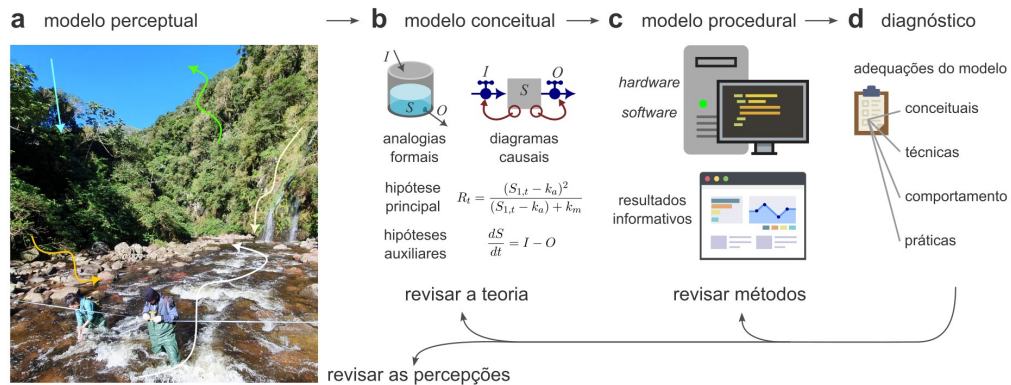
---

John Sterman (2000, p. 850) [47]

## 2.1 O processo de modelagem

1000 Donella Meadows (1941-2001) talvez tenha sido a mais brilhante modeladora de sistemas ambientais que já viveu, estando à frente da ambiciosa iniciativa proposta pelo livro *Limites do crescimento*, publicado em 1972 e revisado desde então em mais duas edições. Este livro trouxe um alerta inédito sobre os cenários ecológicos com os quais a atual sociedade industrial baseada em recursos não-renováveis poderá se confrontar até o ano de 2100, incluindo a possibilidade de um colapso catastrófico [48]. Sua argumentação se fundamentou em simulações de um amplo modelo do mundo, o modelo *World3*, mapeando a disponibilidade de inúmeros estoques e fluxos de consumo de recursos naturais, desde terras aráveis até jazidas de petróleo.





**Figura 2.1 — O processo de modelagem.** A modelagem hidrológica pode ser entendida como um processo iterativo de aprendizado. **a** — O primeiro estágio consiste no modelo perceptual (modelo mental), que é uma coleção das percepções subjetivas e pessoais adquiridas pela experiência empírica (expedições de campo) e teórica (livros-texto, palestras, aulas, etc). **b** — O segundo estágio consiste no modelo conceitual, que instancia analogias formais (matemáticas) e diagramas causais (estruturas) para se obter uma hipótese principal objetiva na forma de equações. Diversas hipóteses auxiliares em geral são necessárias, fazendo do modelo conceitual um sistema logicamente aberto (subdeterminado). **c** — O terceiro estágio consiste no modelo procedural, que é a síntese dos métodos computacionais utilizados (*hardware* e *software*) para simular o modelo conceitual e se obter resultados na forma simbólica de tabelas, gráficos, mapas, animações, etc. **d** — Por fim, o estágio de diagnóstico aplica diversos procedimentos para avaliar a adequação dos modelos em termos conceituais (problemas teóricos), técnicos (problemas computacionais), comportamentais (justificação empírica) e práticos (impactos na tomada de decisão). O diagnóstico é iterativo, revisando todos os modelos criados, fechando o ciclo de aprendizado. A fotografia em (**a**) foi gentilmente cedida pela hidróloga Marina Fagundes, que figura medindo a vazão de um rio montanhoso durante uma expedição de campo, Rio Grande do Sul, Brasil.

1005 Apesar da grande inserção social, política e econômica de sua obra, Meadows pouco contri-  
 buiu na direção mais filosófica, como nos problemas epistemológicos abordados no Capítulo  
 1. Ainda assim, como enfatizado na epígrafe acima, ela deixou evidências de compartilhar da  
 tradição kantiana, segundo a qual a razão pura tem acesso apenas a categorias transcendentais  
 ou, nos termos dela, a **modelos mentais**. Esses modelos mentais seriam então expressos das  
 1010 mais diversas formas, incluindo diagramas, textos, equações e programas de computador. Sua  
 linha de pensamento eventualmente sugere uma visão instrumentalista, na qual jamais tere-  
 mos as condições de estabelecer a verdade sobre o mundo, mas apenas teorias empiricamente  
 adequadas:

1015 Nossos modelos geralmente têm uma forte congruência com o mundo. É por  
 isso que somos uma espécie tão bem-sucedida na biosfera. Especialmente  
 complexos e sofisticados são os modelos mentais que desenvolvemos a partir  
 da experiência direta e íntima da natureza, das pessoas e das organizações  
 ao nosso redor. No entanto, e ao contrário, nossos modelos estão longe de re-  
 presentar completamente o mundo. É por isso que cometemos erros e somos  
 1020 regularmente surpreendidos. Em nossas cabeças, só conseguimos acompanhar  
 algumas poucas variáveis de cada vez. Frequentemente tiramos conclusões iló-  
 gicas de premissas corretas, ou conclusões lógicas de premissas incorretas<sup>1</sup> —  
 Donella Meadows [46].

1025 Seja qual for a posição de Meadows diante das correntes filosóficas, sua visão é clara na direção  
 de que a modelagem é um *processo* que se inicia de forma *subjetiva e pessoal* com modelos  
 mentais, e então vai tornando-se cada vez mais *objetiva e impessoal* a partir de textos, equações  
 e programas de computador.

<sup>1</sup>Tradução livre de: “Our models usually have a strong congruence with the world. That is why we are such a successful species in the biosphere. Especially complex and sophisticated are the mental models we develop from direct, intimate experience of nature, people, and organizations immediately around us. However, and conversely, our models fall far short of representing the world fully. That is why we make mistakes and why we are regularly surprised. In our heads, we can keep track of only a few variables at one time. We often draw illogical conclusions from accurate assumptions, or logical conclusions from inaccurate assumptions.”

No âmbito da Hidrologia, Keith Beven salienta a perspectiva de Meadows, propondo que o processo de modelagem apresenta pelo menos três estágios representados por modelos de diferentes naturezas: o estágio *perceptual*, o estágio *conceitual* e o estágio *procedural*<sup>2</sup> [49]. A Figura 2.1 ilustra essa concepção, incluindo um último estágio de diagnóstico. O **modelo perceptual** inicia-se com a compreensão subjetiva e qualitativa da hidróloga sobre como uma bacia hidrográfica responde ao eventos de precipitação. Este modelo é profundamente influenciado pelas vivências individuais, estudos, dados analisados e a experiência de campo da hidróloga. É um modelo inerentemente pessoal e varia substancialmente de uma pessoa para outra. Seguindo para o **modelo conceitual**, Beven descreve uma transição para uma representação mais formalizada e simplificada dos processos identificados no modelo perceptual. Este modelo envolve a criação de hipóteses e a adoção de suposições para *abstrair* os processos complexos da realidade de forma palpável e objetiva, frequentemente utilizando-se de formulações matemáticas. Finalmente, o **modelo procedural** representa a implementação prática do modelo conceitual em um programa de computador. Neste estágio, as equações e conceitos do modelo conceitual são traduzidos em código, permitindo simulações e previsões de fluxos e níveis baseadas em dados de entrada a partir da aplicação de tensões em circuitos eletrônicos. No caso de computadores digitais, este processo envolve a aplicação de métodos numéricos e pode introduzir erros ou aproximações adicionais, tornando a precisão e o cuidado na sua execução extremamente importantes. São essas computações eletrônicas que produzem os resultados supostamente informativos que vemos a partir de tabelas, gráficos, mapas, etc. Para Beven, a interação e a evolução entre esses três modelos são cruciais no processo de modelagem em Hidrologia. Com diversas ressalvas, ele inclui mais dois estágios, que seriam a *calibração* e a *validação* do modelo diante de evidências empíricas. Esses são jargões do realismo pragmático. Uma nomenclatura instrumentalista seria o *condicionamento* e o *teste* diante de evidências empíricas. De uma forma ou de outra, um estágio final de **diagnóstico** deve conduzir à revisão e refinamento dos modelos elaborados anteriormente, fazendo surgir um *ciclo iterativo de aprendizado* e eventuais *revoluções científicas* na compreensão dos processos hidrológicos.

É com essa perspectiva que o objetivo deste capítulo é estabelecer os detalhamentos necessários sobre o processo de modelagem para podermos em breve discutir modelos hidrológicos propriamente ditos. Em determinado ponto do capítulo anterior, tornou-se essencial definir um modelo como um **veículo simbólico de uma teoria**, uma concepção tipicamente instrumentalista que dialoga com a visão de Nancy Cartwright [31] – o que é eficaz na articulação dos problemas epistemológicos que existem por trás das práticas de modelagem. Nessa perspectiva, os modelos são vistos como meros tradutores das nossas teorias ou hipóteses sobre fenômenos reais, como o ciclo hidrológico. No entanto, essa ainda é uma definição genérica e abstrata, que não fornece um entendimento concreto sobre a natureza exata dos modelos. Como enfatizado no início do primeiro capítulo, os modelos hidrológicos surgem materializados nos estados de circuitos eletrônicos de computadores digitais, mas também eles são outras coisas antes dessa materialização. Para articular o enigma do que exatamente são modelos, o presente capítulo vai abandonar o domínio da Epistemologia e da Filosofia da Ciência, adentrando no campo da Ontologia de modelos. Tratarei do problema da representação, do paradigma dos sistemas, da Dinâmica de Sistemas e do diagnóstico de modelos. Se no capítulo anterior estávamos em um terreno com vista panorâmica e ar rarefeito, como no alto de uma montanha, agora certamente estaremos descendo das alturas, seguindo os vales dos riachos. A analogia continua sendo interessante, pois caminho ainda é difícil e íngreme, mas a paisagem é cada vez mais familiar. Cresce a esperança de em breve se estar em um terreno suave e aberto.

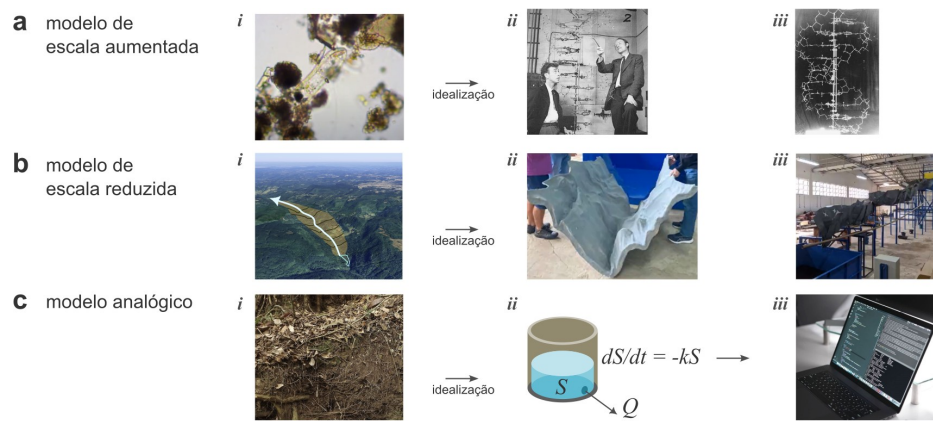
<sup>2</sup>Outros dois estágios adicionais no processo de modelagem incluem a calibração e a validação do modelo procedural, mas esses estágio não são modelos em si, e sim etapas de justificação empírica.

## 2.2 O problema de representação

Os modelos desempenham a função de representação de um **sistema-alvo**. Ou seja, justamente por veicular simbolicamente uma teoria, os modelos buscam reeditar um dado fenômeno ou entidade que supostamente existe e se desenvolve no mundo real. O problema de justificar a correspondência entre o modelo e a realidade foi o assunto do primeiro capítulo. Aqui, no entanto, temos um novo problema: *como é possível criar as representações em si?* A saída para esse **problema de representação** consiste em estabelecer um processo de **idealização** do sistema-alvo aliado com a aplicação de **inferência analógica**, isto é, a construção de uma **analogia** entre o sistema-alvo e o modelo. Nessa linha, Mary Hesse propõe que tais analogias se manifestam tanto por *modelos materiais*, estruturas semânticas realizadas por objetos físicos, quanto por *modelos formais*, estruturas sintáticas expressas por equações matemáticas implementadas por programas de computador [50].

O processo de idealização é a base de toda modelagem e se caracteriza por *simplificações deliberadas*, que tornam o modelo mais palpável e compreensível que o sistema-alvo em si, enfatizando aspectos cruciais enquanto ignora detalhes supostamente menos relevantes. De acordo com R. Frigg e S. Hartmann [51], existem duas formas de idealização, que não são mutuamente excludentes: a **idealização Aristotélica** e a **idealização Galileana**. No caso da idealização Aristotélica, a chave consiste no processo de **abstração**, quando se remove todas as supostas superficialidades do sistema-alvo, deixando apenas uma suposta *essência*. Em outras palavras, a abstração objetiva preservar a verdade, ainda que apenas a parte dela que é relevante. Em um modelo hidrológico, por exemplo, o dossel da vegetação geralmente é tido como um único reservatório que intercepta a água da chuva. É claro que cada folha e graveto exerce um papel na interceptação, mas esse processo individual é tido como irrelevante e abstraído como um processo geral que ocorre em todo o dossel. Alan Musgrave, contudo, pondera que a abstração também pode resultar em falsidades, em especial quando se introduzem **premissas de negligência**, ou seja, quando se negligencia algum fator causal *sabidamente verdadeiro* [52]. Ele traz essa crítica inicialmente para as teorias econômicas neoclássicas, mas também é o caso, por exemplo, quando em modelos hidrológicos se ignora a importância da iluminação solar e o sombreamento do relevo sobre os processos evaporativos. A idealização Galileana, por outro lado, consiste na aplicação de uma distorção controlada experimentalmente, que pode ser incrementalmente revertida na direção do simples para o complexo, do ideal para o real [53]. Ou seja, a idealização apresenta um *comportamento assintótico* que, no limite, faz com que o modelo se torne idêntico ao sistema-alvo. A referência a Galileu Galilei (1564-1642) remete aos seus famosos experimentos com planos inclinados, que o levaram a concluir que objetos caem ao mesmo tempo, independentemente de sua massa. Nesse caso, o plano inclinado idealizou a queda livre, permitindo uma melhor compreensão do processo físico. Em modelos hidrológicos, um exemplo desse tipo de idealização é a discretização espacial em unidades de resposta, sub-bacias ou rede de drenagem – quando levada ao extremo de pequenas parcelas se aproxima assintoticamente à bacia hidrográfica.

Entre as formas de analogias disponíveis, uma alternativa um tanto direta é construir uma *cópia* daquilo que se entende como sistema-alvo, em uma escala adequada para manipulações por seres humanos. Esses modelos materiais são ditos **modelos de escala** reduzida ou aumentada, ilustrados na Figura 2.2a e Figura 2.2b. Em certa medida, estamos todos acostumados com modelos desse tipo, pois os brinquedos que manipulamos quando crianças são como modelos em escala reduzida. A maquete de um edifício ou automóvel em um túnel de vento, por exemplo, é um modelo em escala reduzida utilizada para aplicações de engenharia. Átomos de elementos químicos com encaixes para formarem moléculas mais complexas, por outro lado, são modelos em escala aumentada para fins didáticos. Em uma época altamente tecnológica, modelos de escala podem soar como grosseiros ou simplistas, mas na verdade são opções extremamente interessantes para se investigar, visualizar e testar experimentalmente as



**Figura 2.2 — Representação de sistemas por modelos.** A idealização é necessária para representar sistemas-alvos em modelos suficientemente tratáveis. **a** — Um modelo de escala aumentada famoso na História da Ciência foi o modelo da dupla hélice para a molécula de DNA, que armazena o código genético de células orgânicas (detalhe *i*); Francis Crick e James Watson manuseando o modelo (detalhe *ii*); o modelo original de DNA (detalhe *iii*). **b** — Um modelo de escala reduzida para estudos empíricos de rompimento de barragem. No caso, o modelo representa 5.5 km do vale a jusante da barragem de Canastra, Canela, Rio Grande do Sul (detalhe *i*); a representação topométrica do vale (detalhe *iii*) com módulos de seções transversais e longarinas de aço, preenchidos com fibra de vidro e resina (detalhe *ii*). **c** — Um modelo analógico típico da Hidrologia para o armazenamento de água no solo e subsolo (detalhe *i*); a analogia formal (homologia) é feita com um reservatório linear, como se fosse um balde com uma saída porosa no fundo (detalhe *ii*); o modelo se realiza em um computador digital, da interação do *hardware* com *software* (detalhe *iii*). Créditos das imagens: (a) o autor (detalhe *i*) e de Chadarevian [54] (detalhes *ii* e *iii*); (b) o autor (detalhe *i*) e Flávia Pereira [55] (detalhes *ii* e *iii*); (c) o autor (detalhe *i*) e Pinterest (detalhe *iii*).

implicações de uma dada teoria ou hipótese. Um exemplo marcante na História da Ciência que envolveu a contribuição de um modelo de escala aumentada foi a descoberta da estrutura do DNA por Watson e Crick, no início dos anos 1950 [54]. Apesar da sua atratividade, a **similaridade entre escalas** de representação é viável apenas em casos especiais ou em certas características. Por exemplo, se uma maquete de uma cidade é construída para se observar os efeitos de sombreamento dos edifícios, a redução da escala não interfere nos padrões de sombra produzidos pela luz, pois a geometria é completamente preservada em ambas as escalas. Mas um canal ou tubulação de água em escala reduzida pode manifestar efeitos de viscosidade e tensão superficial muito superiores aos observados na escala real, o que torna a conversão entre as escalas um problema não-trivial. Em problemas de mecânica de fluidos como esse, geralmente a conversão é solucionada por análise dimensional, quando se busca estabelecer uma caracterização do sistema-alvo que é livre de escalas, como o número de Mach, Reynolds e Froude.

A depender do sistema-alvo em questão, a representação por modelos de escala reduzida ou aumentada não é possível em razão de algum princípio fundamental ou simplesmente devido à escassez de recursos materiais. Um modelo epidemiológico em escala reduzida evidentemente não é possível por princípios éticos, por exemplo. Já um modelo de escala reduzida de um sistema ambiental, como uma planície de inundação ou a própria atmosfera, pode ser muito caro. Diante dessa condição, é preciso recorrer a uma forma de representação analógica. Em outras palavras, se faz necessário partir de uma abordagem de modelagem que estabelece uma analogia formal, ou **homologia**, com o sistema-alvo, ou seja, uma equivalência entre as *estruturas matemáticas* entre o sistema-alvo e o modelo. Na Hidrologia isso é frequentemente realizado ao se estabelecer que o solo (ou qualquer outro compartimento do ciclo hidrológico) funciona *como se* fosse um reservatório linear, igual a um balde com um orifício poroso no fundo, como ilustrado na Figura 2.2c. A locução conjuncional “como se” é crucial, pois ela que estabelece a analogia que fundamenta a idealização da modelagem. A implementação da analogia formal, isto é, a realização da sua estrutura matemática, em geral acontece a partir da programação de computadores digitais (que é o caso dos modelos hidrológicos), ainda que também seja possível a criação de modelos materiais do sistema análogo. Nesse sentido, os modelos formais deixam muito mais claro do que os modelos de escala a veiculação simbólica



da própria teoria ou hipótese sobre o sistema-alvo, pois se está buscando testar uma estrutura matemática a partir de um sistema supostamente análogo. Assim como a dedução, a indução e a abdução, mencionadas no contexto da justificação de teorias do primeiro capítulo, a analogia também consiste em uma forma de inferência, que apresenta a seguinte estrutura lógica [56]:

1. Os objetos  $O_1, O_2, O_3, \dots O_n$  possuem as propriedades  $P_2, P_3, P_4, \dots P_k$  em comum.
2. Os objetos  $O_2, O_3, \dots O_n$  possuem a propriedade  $P_1$  em comum.
3. Portanto, é provável que o objeto  $O_1$  possui a propriedade  $P_1$ .

Com isso, a inferência analógica permite que múltiplos itens sejam avaliados, ainda que em geral se faça a relação entre apenas dois objetos – no caso da modelagem, o sistema-alvo e o modelo. Outra característica é que, ao contrário da abdução, a inferência analógica não é uma forma especial de indução, pois não envolve uma generalização universal a partir de enunciados singulares. Ainda assim, também não é um raciocínio seguro como a dedução, sendo inexistente a garantia da verdade da sentença consequente. Por isso, a inferência analógica é tida como um forma independente de inferência.

Em muitos casos de pesquisa e investigação científica, obter uma representação empiricamente adequada de um determinado sistema-alvo não é necessariamente o objetivo final da construção de modelos, mas sim a *exploração* experimental das implicações da teoria que o modelo transmite. Em outras palavras, em vez de confrontar os modelos com evidências empíricas para testar ou confirmar as hipóteses embutidas em sua estrutura, eles também podem cumprir a função epistêmica de *articulação* da própria teoria. Nesse sentido, Axel Gelfert introduz o conceito de **experimentação exploratória** com modelos, um processo que tem o potencial de revelar várias novas hipóteses e elucidações no campo teórico [57]. A vantagem dos **modelos exploratórios**, muitas vezes mantidos como **modelos minimalistas**<sup>3</sup> para facilitar seu entendimento, é que a analogia com o sistema-alvo sugere que comportamentos inesperados e surpreendentes do modelo exploratório possam eventualmente ser observados empiricamente no sistema-alvo, em condições limite. Um exemplo que Axel Gelfert destaca da História da Ciência são os experimentos com o modelo ecológico de Lotka-Volterra, que explorou a dinâmica predador-presa. Embora o modelo não tenha fornecido previsões empiricamente precisas, ele ofereceu vários *insights* qualitativos importantes sobre as interdependências entre diferentes espécies em uma situação de completo isolamento: ficou demonstrado que oscilações nas populações podem emergir mesmo sem interferências externas. No campo ambiental e hidrológico, por exemplo, modelos exploratórios podem contribuir para o entendimento de impactos de *cenários* jamais observados no registro histórico, como as mudanças climáticas em curso atualmente. Nessa concepção, os modelos exploratórios são ferramentas versáteis na pesquisa científica, desempenhando vários papéis, desde fornecer pontos de partida para futuras investigações, demonstrações de *prova de princípio*, elaboração de explicações potenciais e avaliação da adequação do modelo. Além disso, eles são particularmente valiosos em situações em que as teorias estabelecidas estão em crise, permitindo que novos paradigmas possam ser propostos a partir das explorações experimentais.

## 2.3 A teoria geral dos sistemas

Quando tratamos de modelos surge um conceito central que é a noção de **sistema** – afinal, os modelos veiculam uma teoria ao representar um sistema-alvo. Um sistema define-se por *um conjunto de partes com relações entre si*. Essa definição pode parecer singela, mas ela

<sup>3</sup>tradução livre de *toy models*, em inglês.

traz consigo uma visão de mundo holística que instancia coisas que transcendem a materialidade. Como já foi salientado, ao explorar a essência das “coisas”, ingressamos no campo da **Ontologia**, que é o estudo daquilo que existe. A pergunta ontológica é: *o que existe?* Consideremos, por exemplo, uma questão ontológica clássica: a existência de cadeiras [58]. Se cadeiras existem ou não, a resposta varia conforme a interpretação sobre a natureza dos elementos fundamentais. Sob um enfoque reducionista, que considera os átomos de matéria como as únicas entidades possíveis, as cadeiras são meros conjuntos de átomos e, portanto, *não existem*. Essa perspectiva, que vai de baixo para cima, leva a uma conclusão inquietante: nada existe, *nem mesmo pessoas*, exceto matéria sendo dispersada em um grande fluxo do nada para o nada. Contudo, é evidente que as cadeiras existem; do contrário, estaríamos todos sentados no chão. Mais evidente ainda é o fato de existirem pessoas, do contrário eu não poderia escrever este texto e ninguém poderia o ler. A solução para instanciar a existência de objetos como cadeiras ou pessoas consiste em ter um enfoque holístico, ou seja, uma visão de cima para baixo. Essa perspectiva compreende objetos e sujeitos como entidades que **emergem** da relação e interação entre os seus componentes fundamentais, seus elementos, suas partes. Nesse sentido, uma cadeira existe independente de seu material, seja ele metal, madeira ou plástico. Ao mesmo tempo, não adianta obter um amontoado de madeira e esperar que dali surja uma cadeira: é necessário **organização**. Uma cadeira seria então o sistema que emerge a partir de uma estrutura organizada que cumpre a função de servir de assento.

As raízes do pensamento sistêmico remontam à Antiguidade, em especial nas ideias de Aristóteles (384-322 a.C.). Esse filósofo grego desenvolveu um conceito denominado de **hilonormismo**, que permeia diversos aspectos de sua filosofia, abrangendo desde a ciência natural até a política. Com essa perspectiva, Aristóteles defendia que todo objeto existente é composto tanto de **matéria** quanto de **forma**, sendo esta última essencial para a *unificação* do objeto em uma entidade [59]. Por exemplo, em organismos vivos, o corpo representa a matéria e a alma, a forma. Na política, os cidadãos seriam a matéria e a constituição, a forma. Com o advento do método científico na modernidade, principalmente influenciado pelas ideias de Descartes, houve um declínio na concepção da forma como unificadora ontológica. No seu *Discurso do método*, Descartes introduziu uma abordagem analítica, reducionista e mecanicista do mundo. Por exemplo, um dos passos essenciais de seu método para dissipar dúvidas envolve o isolamento das dificuldades em quantas partes forem necessárias para uma resolução mais fácil, construindo a visão completa do todo gradativamente, do mais simples para o mais complexo. Nesse rumo, o foco deve ser mantido nas partes individuais, sendo o todo uma mera sobreposição ou concatenação linear. Paira aqui um **princípio da aditividade**, que permite o entendimento das escalas maiores a partir das escalas menores. Descartes ilustra essa visão ao descrever o coração humano nos termos de um bomba hidráulica que apresenta a função de distribuir o sangue, sugerindo que o corpo humano é na verdade uma máquina, com cada órgão exercendo uma função específica. Esse movimento ganhou tração a partir da física de Newton, sendo um marco de seu apogeu a mecânica celeste de Laplace e mais tarde, no século XIX, a termodinâmica clássica, que estabeleceu leis cegas e implacáveis que descrevem a complexidade aleatória e desorganizada.

O renascimento do pensamento sistêmico no século XX foi marcado substancialmente pela obra do biólogo Ludwig von Bertalanffy (1901-1972). Criticando o paradigma mecanicista e reducionista hegemônico, Bertalanffy iniciou a **Teoria Geral dos Sistemas** a partir da década de 1920, ainda que ela tenha se consolidado somente na década de 1960. A influência da biologia nesse movimento contemporâneo do pensamento sistêmico esteve parcialmente relacionada com a refutação das teorias vitalistas sobre os organismos vivos. Dado que os seres vivos são completamente compostos da mesma matéria que o seu ambiente, surgiu a necessidade de explicar o enigma de como simples moléculas podem formar células, tecidos, órgãos, indivíduos e sociedades. Mas também ocorreram influências de outras teorias e disciplinas da época, como a cibernética e a teoria da informação, que introduziram os conceitos de **retroação** e sinais entre os componentes de um sistema. A generalidade da teoria reside no

1250 que Bertalanffy chama de **isomorfismo estrutural**, que é a analogia formal (homologia) entre fenômenos completamente diferentes em termos materiais, mas que apresentam as mesmas relações entre as partes, ou seja, a mesma forma. Nesse sentido, a proposta torna-se um tanto ambiciosa, pois Bertalanffy sugere que há um potencial unificador para uma Ciência que estava demasiadamente compartimentalizada:

1255 O ponto de vista sistêmico penetrou e provou ser indispensável numa grande variedade de campos científicos e tecnológicos. Esse o fato ulterior de que ele representa um paradigma original no pensamento científico (para usar a expressão de Thomas Kuhn) tem como consequência que o conceito de sistema pode ser definido e desenvolvido de diferentes formas como requerido pelos  
1260 objetivos de pesquisa. – Ludwig von Bertalanffy [60].

A teoria de Bertalanffy, em essência, defende uma compreensão holística dos organismos vivos e dos sistemas em geral, tratando-os como **sistemas abertos** que interagem constantemente com o ambiente e estão sujeitos ao fluxo de matéria, energia e informação. Esta visão contrasta com a perspectiva colocada pela termodinâmica clássica, focada em sistemas  
1265 fechados regidos pela desorganização aleatória. Sistemas abertos, por outro lado, permitem a emergência de homeostase, metabolismo e estado estacionário, fenômenos que, segundo Bertalanffy, ajudam a explicar as aparentes violações das leis da termodinâmica na biologia. Na visão mecanicista do mundo, o destino de qualquer sistema é rigidamente determinado por leis cegas e pelas suas condições iniciais. Mas Bertalanffy destaca que isso não ocorre em siste-  
1270 mas abertos, exemplificando com o fenômeno da equifinalidade<sup>4</sup>, que ocorre quando diferentes condições iniciais levam ao mesmo estado final, um processo observado principalmente no desenvolvimento embrionário de organismos vivos. A própria evolução darwiniana, Bertalanffy aponta, também aparentemente viola os ditames da segunda lei da termodinâmica, pois ela propicia um acúmulo de informação e complexidade ao longo do tempo. É claro que as leis da  
1275 termodinâmica não são violadas em nenhum dos casos, mas é a capacidade de importação de energia livre a partir de fontes em degradação que permite os sistemas abertos a se conservar estáveis contra o fluxo natural da desordem, em um processo de constante *auto-organização*.

Ainda que Bertalanffy admita que a Teoria Geral dos Sistemas possa ser aplicada de forma abrangente a partir do ele denominou de *modelos verbais*, ele ilustra que *modelos for-*  
1280 *mais* de sistemas podem ser derivados a partir de uma formulação matemática mais ou menos geral. No caso, essa formulação envolve um sistema de equações diferenciais simultâneas. Assim, para  $n$  elementos caracterizados por uma medida quantitativa  $S$ :

$$\begin{aligned}\frac{dS_1}{dt} &= f(S_1, S_2, \dots, S_n) \\ \frac{dS_2}{dt} &= f(S_1, S_2, \dots, S_n) \\ &\dots \\ \frac{dS_n}{dt} &= f(S_1, S_2, \dots, S_n)\end{aligned}\tag{2.1}$$

Ou seja, qualquer variação em  $S_i$  é uma função do estado geral do sistema, o que inclui todos  
1285 os outros elementos. Essa formulação também possibilita a destruição da relação entre as partes: basta fazer com que o estado  $S$  de um elemento seja apenas uma função de si mesmo, isto é,  $dS_i/dt = f(S_i)$ . Nesse caso, o sistema como entidade ontológica deixa de existir, sendo então o estado final do todo completamente reduzido à sobreposição dos estados dos elementos individuais. Mas quando existem relações, por mais triviais que sejam, Bertalanffy demonstra  
1290 que das equações diferenciais emergem uma rica variedade de *comportamentos finais*, como o

<sup>4</sup>Keith Beven adotou o termo “equifinalidade” para descrever o problema da subdeterminação em modelos hidrológicos a partir da Teoria Geral dos Sistemas de Bertalanffy [61].

crescimento ou decaimento exponencial e os processos descritos pela curva logística, como a saturação e autocatálise. Com apenas dois elementos, o sistema linear de coeficientes constantes assume a seguinte forma geral:

$$dS_1/dt = c_{11}S_1 + c_{12}S_2$$

$$dS_2/dt = c_{21}S_1 + c_{22}S_2$$

1295 Nesse sistema simples, a expansão por série de Taylor permite que soluções sejam obtidas para  $S_1$  e  $S_2$  via análise matemática. As diferentes soluções demonstram a emergência de diferentes **condições de estabilidade** (Figura 2.3 a). Isso pode ser visualizado graficamente a partir de um **plano de fase** em que as trajetórias dos estados dos dois elementos são desenhadas e também pela evolução das variáveis no domínio temporal. Assim, as múltiplas configurações  
1300 de valores dos parâmetros (coeficientes) e também das condições iniciais revelam os **atratores** que atuam sobre o sistema. Por exemplo, em certas condições o sistema é estável e migra de uma *fonte* para um estado final ( $S_1^*, S_2^*$ ), ou nó, em um *ralo*. Isso pode ocorrer suavemente ou por **oscilações amortecidas** (Figura 2.3 b, detalhes *i* e *ii*). Em outras condições o sistema é instável, migrando eternamente, seja em uma direção fixa ( $-\infty$  ou  $+\infty$ ) ou em **oscilações**  
1305 **amplificadas** (Figura 2.3 c, detalhes *i* e *ii*). De outra forma, o sistema pode apresentar **oscilações estáveis**, permanecendo eternamente em um laço quando visualizado no plano de fase (Figura 2.3 b, detalhe *iii*). Um exemplo famoso de oscilações estáveis é o sistema não-linear de Lotka-Volterra mencionado na Seção 2.2, que simula a interação entre a populações de presas  $S_1$  e a população de predadores  $S_2$ :

$$dS_1/dt = r_1S_1 - c_1S_1S_2$$

1310

$$dS_2/dt = -r_2S_2 + c_2S_1S_2$$

Em que  $r_1$  e  $r_2$  são taxas de crescimento e decaimento, respectivamente. O produto  $S_1S_2$  busca representar a taxa de encontros entre presas e predadores, ponderados pelos coeficientes  $c_1$  e  $c_2$ , criando uma retroação que equilibra as populações em ciclos. Bertalanffy salienta que esses são exemplos simples que ajudam a ilustrar a versatilidade dos sistemas em representar os padrões observados na natureza. Se o sistema de interesse possui diversas relações ou  
1315 mesmo complexidades maiores, como termos parciais, a solução analítica do modelo pode ser extremamente difícil ou até impossível, restando aplicar métodos numéricos para resolver as equações em um domínio qualquer, seja no tempo ou no espaço (ou ambos).

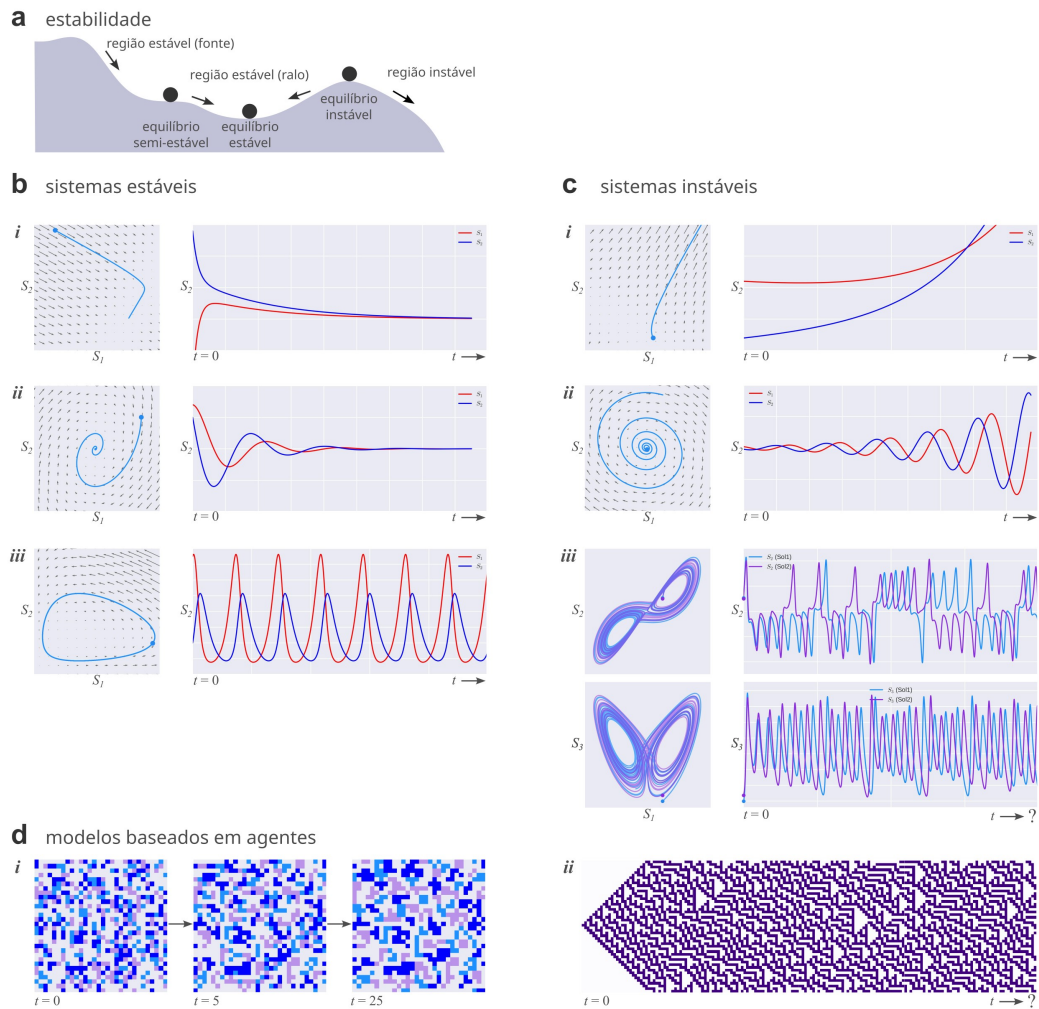
Antes de avançarmos para tópicos mais práticos relacionados a modelos hidrológicos e sistemas ambientais, é essencial destacar dois importantes desenvolvimentos teóricos que  
1320 emergiram na segunda metade do século XX, influenciados pela Teoria Geral dos Sistemas. O primeiro é a descoberta do **caos determinístico**, que caracteriza alguns modelos de sistemas não-lineares. O segundo é a identificação do **princípio da irredutibilidade computacional**. No que diz respeito ao caos determinístico, essa descoberta origina-se da *sensibilidade* extrema  
1325 de certos sistemas não-lineares às condições iniciais. Esta sensibilidade é exacerbada quando sistemas são implementados em computadores digitais. Devido ao **erro de arredondamento** inerente à representação numérica, distorções tendem a se amplificar a cada passo computacional, afetando substancialmente os resultados das simulações. Este efeito foi observado acidentalmente por Edward Lorenz em 1959, através de simulações atmosféricas que deveriam  
1330 ser idênticas [62]. Porém, uma delas utilizou valores arredondados para as condições iniciais. Essa pequena alteração nos valores iniciais provocou mudanças drásticas no estado final do sistema climático simulado, originando o termo “efeito borboleta” – a sugestão de que o bater de asas de uma borboleta eventualmente cause uma tempestade em outro lugar do planeta. Para o caso o modelo atmosférico, Lorenz reduziu o fenômeno caótico em um sistema não-linear  
1335 com três elementos:

$$dS_1/dt = \sigma(S_2 - S_1)$$

$$dS_2/dt = rS_1 - S_2 + S_1S_3$$

$$dS_3/dt = -bS_3 + S_1S_2$$





**Figura 2.3 — Estabilidade e comportamento de sistemas.** Um sistema define-se por um conjunto de partes com relações entre si. Como são as relações que unificam o todo, comportamentos finais similares emergem em diferentes campos científicos. **a** — O comportamento de um sistema pode ser classificado em estável ou instável, a depender das suas condições iniciais e de contorno. **b** — Sistemas estáveis com dois elementos ( $S_1$  e  $S_2$ ): decaimento exponencial (detalhe *i*) e oscilações amortecidas (detalhe *ii*) fazem um movimento assintótico em direção a um ponto de equilíbrio, sendo variações do sistema linear homogêneo. Um sistema estável também pode assumir oscilações eternas em torno do ponto de equilíbrio, como no caso do modelo presa-predador de Lotka-Volterra, um sistema não-linear (detalhe *iii*). **c** — Sistemas instáveis com dois elementos ( $S_1$  e  $S_2$ ): crescimento exponencial (detalhe *i*) e oscilações amplificadas (detalhe *ii*) fazem um movimento em direção a  $+\infty$  ou  $-\infty$  (ou ambos), sendo também variações do sistema linear homogêneo. A instabilidade também pode ser caótica, como no modelo de Lorenz, um sistema não-linear com três elementos ( $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$ ; detalhe *iii*). No caso do sistema caótico, duas soluções (em azul e roxo) são visualizadas para condições iniciais muito próximas, mas que divergem no longo prazo (alta sensibilidade às condições iniciais). **d** — Modelos baseados em agentes ilustram que comportamentos complexos podem emergir a partir de interações simples nas vizinhanças imediatas de cada agente. O modelo de Schelling (detalhe *i*) ilustra o surgimento de agrupamentos ordenados a partir de condições iniciais aleatórias. A Regra 30 de Wolfram (detalhe *ii*) ilustra a irreducibilidade computacional: o único jeito de entender o comportamento final do sistema é simular o modelo passo-a-passo.

Em que  $\sigma$ ,  $r$  e  $b$  são parâmetros constantes. O **atrator estranho** desse sistema é ilustrado em dois planos de fase na Figura 2.3c, no detalhe *iii*. O detalhe também ilustra duas trajetórias que se iniciaram muito próximas, mas que assumem comportamentos diferentes no longo prazo. Por outro lado, o problema da irreducibilidade computacional relaciona-se (principalmente) com a aplicação de **modelos baseados em agentes**. Os modelos baseados em agentes representam sistemas por meio de elementos fundamentais – os agentes – que seguem regras simples em sua vizinhança imediata. Quando representados em uma matriz regular, como em um tabuleiro, esses modelos são chamados de **autômatos celulares**. Um modelo de agentes exemplar é o **modelo de segregação de Schelling** [63]. Nesse modelo, os agentes possuem categorias qualitativas. A cada passo de tempo os agentes avaliam a sua vizinhança imediata

e decidem se vão se mudar de lugar ou ficar ali mesmo, a depender da sua taxa de tolerância com agentes de categorias diferentes. Esse sistema com regras simples faz emergir espontaneamente agrupamentos organizados, como ilustrado na Figura 2.3d, detalhe *i*. Nessa linha, Stephen Wolfram demonstra que regras simples em determinados sistemas podem gerar uma complexidade imprevisível, acessível apenas por meio de simulações que avaliam o sistema *passo-a-passo* [64]. Essa lei computacional surgiu a partir de experimentos com autômatos celulares que seguiam regras simples de conversão booleana (de 0 para 1 e vice-versa) baseadas na representação binária. Algumas regras, como a **Regra 30**, apresentam irreducibilidade computacional (Figura 2.3d, detalhe *ii*). Tanto o caos determinístico quanto a irreducibilidade computacional transmitem a mesma mensagem: são questões que lançam dúvidas sobre a *capacidade preditiva* de teorias em se tratando de sistemas dinâmicos e não-lineares. Ao mesmo tempo, são conceitos que reforçam a importância da adequação empírica e estimativa de incertezas epistêmicas para que políticas sejam baseadas em *evidências*, não apenas em *teorias*, como foi explorado no capítulo anterior.

## 2.4 Dinâmica de Sistemas

O advento do paradigma sistêmico, na década de 1960, possibilitou o surgimento da disciplina da **Dinâmica de Sistemas**, que é, na verdade, uma fusão da engenharia de controle com a ciência da gestão e da tomada de decisão. A Dinâmica de Sistemas, como o nome indica, estuda a evolução de sistemas complexos ao longo do tempo. Além disso, John Sterman defende que a Dinâmica de Sistemas é fundamentalmente um método para *aprender* sobre o comportamento de sistemas complexos [47]. Como salientado na segunda epígrafe deste capítulo, Sterman defende que os modelos permitem, em última instância, ganhar *insights* sobre a estrutura e o comportamento dos sistemas, explorando **pontos de alavancagem**<sup>5</sup> para obter resultados desejados na formulação de políticas e na tomada de decisões. A capacidade de um modelo prever precisamente o estado de um dado sistema, por essa perspectiva, não é tão importante quanto compreender o seu funcionamento e elaborar estratégias de ação. A criação desta disciplina é atribuída a Jay Forrester (1918 - 2016), que buscava entender o comportamento de sistemas sob uma perspectiva tecnológica e gerencial, ou seja, focada na solução de problemas e na conquista de objetivos pré-estabelecidos, desde se obter uma fatia do mercado por uma indústria até se reduzir a concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. Isso é ilustrado pelo seu relato de que as ideias fundamentais sobre esta disciplina manifestaram-se a partir de um desafiador problema industrial na *General Eletrics*, relacionado a oscilações de longo prazo em postos de trabalho. Após estudar os processos de tomada de decisão da indústria, ele utilizou uma simulação simples, com lápis e papel, que revelou um potencial de oscilações na própria organização interna do sistema:

Mesmo com a constante entrada de pedidos, haveria instabilidade no emprego como consequência das políticas de tomada de decisão comumente usadas na cadeia de suprimentos. Esse primeiro sistema de controle de inventário, com simulação de lápis e papel, foi o início do campo da Dinâmica de Sistemas<sup>6</sup> – Jay Forrester [65].

Apesar de seu início com lápis e papel, a Dinâmica de Sistemas evidentemente exige o uso de computadores digitais para simular modelos de grande complexidade em contextos industriais, urbanos, sociais, econômicos, ambientais e globais. Atualmente, a aplicação dos conceitos e a construção de modelos de Dinâmica de Sistemas são tipicamente realizadas com *softwares*

<sup>5</sup>Tradução livre de *leveraing points*, em inglês.

<sup>6</sup>Tradução livre de: *even with constant incoming orders, one would get employment instability as a consequence of commonly used decision-making policies within the supply chain. That first inventory-control system with pencil and paper simulation was the beginning of the system dynamics field*

como *Stella* e *Vensim*, que utilizam interfaces gráficas avançadas para facilitar a elaboração de sistemas complexos. Um exemplo pioneiro de aplicação em escala global é o modelo de mundo *World3*, cujas simulações foram exploradas por Donella Meadows em *Limites do crescimento*, que integrava o grupo de pesquisa de Forrester no MIT [48]. Não apenas de caráter ambiental, essa aplicação demarcou substancialmente uma nova era de modelagem econômica, com o surgimento da Economia Ambiental Neoclássica, que deixa de considerar o sistema econômico como um sistema isolado e passa a incluir o meio-ambiente e as suas relações com o sistema econômico (modelo de balanço de materiais), fato que alguns anos mais tarde resultaria na proposta de um novo paradigma econômico, a Economia Ecológica (apresentada em detalhes no Capítulo 4).

A Dinâmica de Sistemas formaliza a arquitetura básica observada em modelos hidrológicos e ambientais. Essa arquitetura, em termos filosóficos, é uma ontologia singular que consiste no **modelo de compartimentos**, ilustrada na Figura 2.4a. Na Hidrologia, ela corresponde ao modelo de reservatórios ou “baldes”. Essa abordagem se consolidou na área ambiental, principalmente devido à facilidade de abstração e à (relativa) baixa demanda computacional. Outro aspecto que contribuiu nesse sentido é que as evidências empíricas sobre processos ambientais frequentemente são resultantes de processos agregados, como a vazão de um rio a ou a concentração de alguma substância na água ou no ar, fato que está mudando com o advento de tecnologias de sensoriamento remoto de alta resolução espacial e temporal. No entanto, Sterman argumenta que os modelos de compartimentos não são a única forma de representação na Dinâmica de Sistemas. Esta também admite arquiteturas com partes desagregadas, heterogêneas ou mesmo individualizadas, como os modelos baseados em agentes mencionados anteriormente [66]. Diante disso, Sterman estabelece uma atitude pragmática, argumentando que a decisão em torno da arquitetura do modelo deve ser pensada sob o enfoque do problema que se está avaliando, mas sem perder a capacidade manejar o modelo com facilidade. Como exemplo, ele menciona que o modelo epidemiológico SIR<sup>7</sup> é um modelo de compartimentos que exibe praticamente o mesmo comportamento final agregado que qualquer outra versão mais detalhada. A justificativa para introduzir heterogeneidades, como grupos etários, espacialização ou ainda agentes que seguem mais ou menos regras de distanciamento social deve residir nos propósitos finais do estudo, no escopo das recomendações relevantes para a formulação de políticas e tomada de decisão. Do contrário, incorre-se em uma regressão praticamente infinita de detalhamentos: afinal, porque modelar apenas os agentes hospedeiros se é possível modelar os seus órgãos, células e inclusive as próprias bactérias ou vírus? Outra questão relevante em torno da arquitetura detalhada é a sua alta demanda computacional. Ainda que atualmente sejam acessíveis e um tanto sedutoras, Sterman ressalta que as simulações altamente detalhadas com grande tempo de simulação introduzem vieses cognitivos no processo de modelagem, em especial na componente iterativa. No caso, surge uma resistência tanto para revisar aspectos conceituais mais profundos quanto para diagnosticar o modelo a partir de análises de sensibilidade e de incertezas, que exigem muitas simulações.

Na arquitetura de compartimentos, a **estrutura causal** do sistema modelado é definida pelo arranjo de compartimentos conectados por fluxos que podem ser materiais (taxas de transferência) ou de informação (laços de retroação positiva e negativa). Pela perspectiva aristotélica, a *matéria* do sistema são os compartimentos, enquanto que a *forma* do sistema são os fluxos. Assim, dois conjuntos idênticos de compartimentos, quando conectados por diferentes fluxos materiais e de informação, revelam-se sistemas completamente diferentes. No jargão da Dinâmica de Sistemas, a ênfase na forma geralmente é expressa pelo fato de que *a estrutura causal de um sistema define o seu comportamento*. O modelo deve ser inicialmente visualizado através de um **diagrama de laços causais**, como mostrado na Figura 2.4a. Aqui, é crucial estabelecer adequadamente a **fronteira do sistema** que o modelo representa, ou seja, a partir de quais fluxos que os próximos compartimentos não apresentam efeitos causais importantes

<sup>7</sup> A sigla SIR deriva de Suscetível, Infecioso e Recuperado.

no sistema modelado<sup>8</sup>. Um compartimento consiste em um *nível* de uma variável de estado  $S$  que acumula ao longo do tempo, ou seja, possui *memória*. Uma forma fácil de identificar um nível é considerar o que ocorre se os fluxos materiais cessarem: nessa situação, os níveis nos compartimentos permanecem existindo, inertes. A única forma de alterar o nível é através da atuação dos fluxos materiais. O nível nos compartimentos é regido por algum **princípio da conservação**, em geral a conservação de *massa*<sup>9</sup>. Na prática, isso implica na aplicação de uma **equação de balanço**, em que qualquer variação no nível de um compartimento decorre do efeito líquido resultante das taxas de entrada (positivo) com as taxas de saída (negativo). Matematicamente:

$$\frac{dS}{dt} = I - O \quad (2.2)$$

Em que os fluxos materiais de entrada  $I$  e de saída  $O$  são taxas de variação do nível  $S$ , e apresentam unidades de  $S$  divididas pela unidade de tempo adotada. Um compartimento pode apresentar múltiplos fluxos de entrada e de saída, sendo a Equação (2.2) a versão mais simples possível. Esses fluxos são definidos como *funções* tanto da própria **variável de estado**  $S$  (quando existe retroação) quanto de **variáveis exógenas**  $\Upsilon$  (fora das fronteiras do sistema<sup>10</sup>) e de um conjunto de **parâmetros**  $\Theta$  (constantes ajustadas para reproduzir o comportamento esperado do sistema). Em termos gerais:

$$\begin{aligned} I &= f(S, \Upsilon_I, \Theta_I) \\ O &= g(S, \Upsilon_O, \Theta_O) \end{aligned} \quad (2.3)$$

Por incluir retroação, as equações que definem os fluxos materiais capturam também os fluxos de *informações* que conectam os compartimentos. No fundo, elas capturam a estrutura do sistema, e portanto, seu comportamento final. O comportamento do sistema é tão sensível a elas que, em certa medida, as equações de fluxo se confundem com grande parte das hipóteses postuladas pela teoria que o modelo está veiculando<sup>11</sup>.

A Equação (2.2) expressa o balanço de um compartimento como um processo instantâneo e *contínuo* ao longo do tempo, o que geralmente corresponde às expectativas para o sistema-alvo modelado. Por exemplo, o volume de água em uma banheira que é enchida por uma torneira aumenta de maneira contínua, e não em saltos discretos. Outros sistemas, como a população em um modelo ecológico, exibem transições discretas ao longo do tempo à medida que novas gerações substituem as anteriores. De uma forma ou de outra, é impossível programar um computador digital para resolver equações diferenciais contínuas diretamente, sendo preciso aplicar métodos numéricos. Esta limitação tecnológica dos computadores digitais, apesar de permitir avanços significativos em outros aspectos, como a multifuncionalidade, leva ao chamado **problema de integração numérica**. Em essência, esse problema consiste no **erro de truncamento** associado ao esquema numérico utilizado na modelagem. No caso do balanço, tal problema envolve a dificuldade de determinar com exatidão o nível  $S_{t+1}$  a partir do nível conhecido  $S_t$  e da seleção de um intervalo de tempo  $\Delta t$ . Afinal, como calcular a média dos fluxos de entrada e saída durante o intervalo de tempo? Especialmente quando há retroação, qualquer variação mínima em  $S$  influencia diretamente as taxas de fluxo de entrada ou saída. Diante dessa questão, Jay Forrester defende a necessidade de sacrificar a precisão numérica dos resultados simulados em prol da obtenção de conhecimento útil sobre o sistema-alvo [67]. A orientação de Forrester, que pode ser vista como uma *convenção pragmática*, sugere definir um intervalo de tempo  $\Delta t$  suficientemente pequeno em relação à escala temporal dos fluxos

<sup>8</sup>Por ser uma decisão, o desenho fronteira tem o perigoso potencial de ser uma premissa de negligência, para usar o termo de Musgrave.

<sup>9</sup>Em modelos ambientais, em geral se assume que a água é um fluido incompressível, de densidade constante, o que viabiliza o simples balanço volumétrico de água.

<sup>10</sup>Em modelos ambientais, as variáveis exógenas são geralmente denominadas **forçantes externas** do sistema. Em um modelo hidrológico típico, por exemplo, a precipitação é um variável exógena.

<sup>11</sup>Evidentemente, a teoria subjacente também é representada pelos compartimentos instanciados, pelo desenho da fronteira e, inclusive, pelas equações de balanço.

modelados e, em seguida, aplicar o **método de Euler** para a integração numérica. A Figura 2.4d ilustra o erro de truncamento na solução numérica da equação diferencial  $dS/dt = -kS$  (um reservatório linear), cuja solução analítica  $S = S_0 e^{kt}$  é facilmente obtida. No caso, o método de Euler foi aplicado com diferentes intervalo de tempo  $\Delta t$ , o que evidencia a melhoria na integração com intervalos pequenos. Para sistemas mais complexos sem solução analítica, espera-se que a adoção de um passo de tempo curto o suficiente garanta que o fluxo entre um momento e outro seja aproximadamente constante.

A escolha do método de Euler para a integração numérica é certamente controversa, já que existem outros métodos numéricos reconhecidamente mais eficientes (como os de Runge-Kutta), mas que exigem maior demanda computacional. John Sterman avança nesse debate, estabelecendo o **princípio da insensibilidade temporal**<sup>12</sup>: um teste crucial que um modelo deve passar é demonstrar que diferentes intervalos de tempo não influenciam (para fins práticos) os resultados das simulações [47]. Afinal, os resultados de um modelo sensível ao intervalo de tempo definido na integração numérica são desprovidos de significado teórico. Enquanto o modelo mostrar instabilidades numéricas em função do passo de tempo, é necessário adotar passos de tempo progressivamente menores, até alcançar um comportamento que seja independente do intervalo de tempo escolhido. No caso extremo do comportamento de um sistema modelado falhar em se manter estável em toda a gama de intervalos de tempo viáveis com a tecnologia disponível, então deve-se considerar a utilização de um método numérico de integração mais eficiente. No caso do método de Euler, o arranjo numérico de diferenças finitas da Equação (2.2) exhibe a seguinte forma:

$$S_{t+1} = S_t + I_t \Delta t - O_t \Delta t \quad \forall t \quad (2.4)$$

Ou seja, assume-se que os fluxos de entrada  $I$  e saída  $O$  são constantes durante o transcorrer do passo de tempo  $\Delta t$ , sendo o valor das taxas sempre computado no tempo  $t$  e então *extrapolado* até  $t + 1$ . Para um compartimento com  $N$  fluxos de entrada e  $M$  fluxos de saída:

$$S_{t+1} = S_t + \sum_i^N I_{t,i} \Delta t - \sum_j^M O_{t,j} \Delta t \quad \forall t \quad (2.5)$$

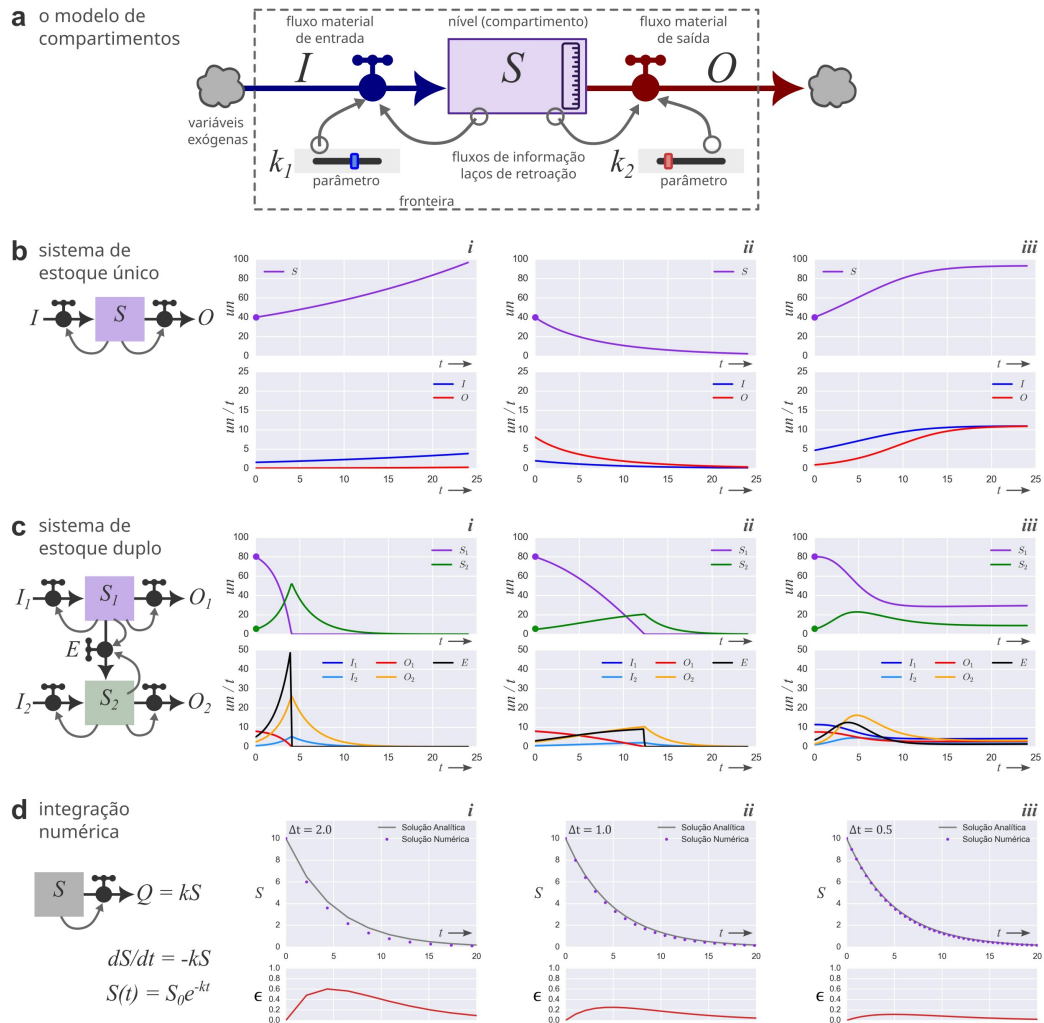
A partir da indexação de  $t$ , o algoritmo para simular o sistema em um computador consiste basicamente em inserir a Equação (2.4) dentro de um laço de repetição<sup>13</sup>. Esse laço percorre então todos os valores de  $t$ , calculando incrementalmente os estados dos níveis e, em seguida, atualizando o valor dos fluxos a partir dos valores do passo anterior. Além das equações de balanço de fluxo, Forrester sugere que um modelo procedural de um sistema (ou seja, o próprio código de computador) também deve incluir **equações auxiliares** e **equações suplementares**. As equações auxiliares são derivadas diretamente das equações de balanço e fluxo, implementadas com o objetivo de simplificar a compreensão das etapas computacionais por seres humanos. As equações suplementares, por sua vez, definem variáveis de interesse que não fazem parte propriamente do sistema modelado, tais como estatísticas acumuladas ao longo do tempo ou em janelas de tempo móveis.

Como já mencionado, entender a *estrutura* de um sistema modelado é a chave para prever o seu *comportamento*. Nesse rumo, o isomorfismo estrutural postulado por Bertalanffy torna-se, no âmbito da Dinâmica de Sistemas, o que Donella Meadows chama de “zoológico de sistemas”: um conjunto de sistemas que exibem *comportamentos arquetípicos*, que podem ser generalizados para uma ampla gama de exemplos reais [46]. Um bom ponto de partida nesse contexto é considerar o modelo mais simples possível, que é aquele que possui um único compartimento, governado pela Equação (2.2) (Figura 2.4b). Ainda que simples, diferentes

<sup>12</sup>O termo princípio da insensibilidade é meu.

<sup>13</sup>Note-se que, a depender da simplicidade do sistema, uma planilha de cálculo típica pode realizar a computação, quando cada linha da tabela consiste em um passo de tempo.





**Figura 2.4 — Dinâmica de Sistemas e o modelo de compartimentos.** O modelo de compartimentos consiste na arquitetura básica para se construir modelos no âmbito da Dinâmica de Sistemas. O sistema é resolvido numericamente, fazendo emergir padrões complexos. **a** — Diagrama de laços causais: o nível do compartimento  $S$  muda a partir da atuação de fluxos materiais de entrada  $I$  e de saída  $O$ . Fluxos de informação relacionam o nível com os fluxos materiais através da retroação, que é regulada por parâmetros do modelo (como  $k_1$  e  $k_2$ ). A **fronteira** do sistema não deve negligenciar grandes retroações com as variáveis exógenas. **b** — Simulações com o modelo de estoque único, com diferentes dominâncias entre os fluxos materiais de entrada e saída: crescimento exponencial (detalhe *i*); decaimento exponencial (detalhe *ii*); e curva logística (detalhe *iii*); **c** — Simulações com o modelo de estoque duplo, onde o nível  $S_2$  esgota  $S_1$  com um fluxo de extração  $E$ : sobrecarga e colapso rápido (detalhe *i*); sobrecarga e colapso adiado (detalhe *ii*); e equilíbrio sustentável (detalhe *iii*). **d** — A integração numérica introduz o erro de truncamento  $\epsilon$ , que pode ser minimizado com passos de tempo  $\Delta t$  suficientemente curtos (detalhes *i* a *iii*). O comportamento geral do sistema não deve ser sensível ao passo de tempo  $\Delta t$ .

comportamentos se manifestam, a depender da *dominância* de um fluxo sobre o outro. No caso da prevalência da entrada  $I$  sobre a saída  $O$ , o nível  $S$  do compartimento tenderá a aumentar (detalhe *i* na Figura 2.4b). Se existir retroação positiva, o padrão será de **curva de crescimento exponencial**. No caso da prevalência do fluxo de saída, a tendência será de redução do nível  $S$  (detalhe *ii* na Figura 2.4b). Aqui, a existência de retroação produz a **curva de decaimento exponencial**. Um exemplo concreto para esse sistema arquetípico é uma cultura de células (como bactérias ou fungos), crescendo em uma placa de Petri sem maiores limitações nutricionais. Quanto mais micro-organismos se reproduzem (fluxo de entrada), mais novas gerações são adicionadas na população total, que cresce exponencialmente. Mas, simultaneamente, o confinamento cada vez maior de células implica no acúmulo de resíduos tóxicos do seu próprio metabolismo, o que aumenta também a mortalidade (fluxo de saída). Esses dois fluxos atuam como um **laço de reforço** e um de **laço de equilíbrio**, competindo pela dominância ao longo do tempo, produzindo padrões mais intrincados do que simplesmente crescimento

1540 ou decaimento, como a **curva logística** (detalhe *iii* na Figura 2.4b).

Um segundo passo nessa linha é considerar os comportamentos que emergem a partir do *acoplamento* de dois ou mais compartimentos. Meadows explora o modelo básico com dois compartimentos, em especial quando o nível  $S_1$  do primeiro consiste em uma fonte de insumos  $E$  para o nível  $S_2$  do segundo (Figura 2.4c). Esse é o caso, por exemplo, quando a cultura de células mencionada anteriormente possui recursos nutricionais limitados. Na verdade, esse arranjo é o arquétipo de qualquer sistema produtor-consumidor, o que inclui a própria economia global (recursos naturais e capital). Um padrão notável que emerge desse sistema é a **curva de sobrecarga e colapso**, que ocorre quando o laço de equilíbrio no consumo dos recursos disponíveis não existe ou é muito fraco, fazendo o nível do segundo compartimento crescer rapidamente até esgotar a sua própria fonte, resultando finalmente em uma queda igualmente rápida (detalhe *i* na Figura 2.4c). A introdução de **retroações duplas** e **limiares de ativação** para atenuar ou mesmo suspender o consumo dos recursos podem tanto adiar o colapso (detalhe *ii* na Figura 2.4c) quanto estabelecer um **equilíbrio sustentável** no longo prazo<sup>14</sup> (detalhe *iii* na Figura 2.4c). Além disso, a introdução de **atrasos** no fluxo de informações passam a produzir nos níveis, oscilações estáveis (amortecidas naturalmente) ou oscilações instáveis (amplificadas e caóticas). É fácil perceber que a complexidade e diversidade de comportamentos cresce vertiginosamente à medida que novos compartimentos e retroações são introduzidas nos modelos. A vantagem da Dinâmica de Sistemas, com sua natureza estritamente computacional, reside na capacidade de simular o sistema passo a passo a partir das relações básicas entre os compartimentos, eliminando a necessidade de se resolver explicitamente os sistemas de equações diferenciais não-lineares. Com isso, os padrões de crescimento, decaimento, saturação, colapso e oscilações simplesmente emergem.

## 2.5 Um protótipo de modelo

1565 Com aquilo que foi apresentado até o momento, finalmente chegamos a uma posição adequada para introduzir um protótipo de modelo hidrológico. Nessa linha, o objetivo aqui é estabelecer as implicações básicas que a Dinâmica de Sistemas traz para a modelagem hidrológica por meio de um modelo exploratório e minimalista. Aprofundamentos teóricos e práticos, tanto sobre os processos hidrológicos quanto sobre modelos mais detalhados, serão articulados no próximo capítulo.

1570 Como salientado na Seção 2.1, todo processo de modelagem se inicia a partir de um *modelo perceptual*. Assim, o modelo minimalista surge aqui de algumas percepções, em especial a de que uma bacia hidrográfica possui pelo menos duas formas diferentes de *responder* aos eventos de chuva: uma mais rápida, a outra mais lenta. A **resposta hidrológica** rápida se manifesta nas enchentes dos rios que ocorrem após as chuvas. Já a resposta hidrológica lenta se evidencia durante o tempo seco, quando os rios continuam a escoar, mesmo após muitos dias ou mesmo meses sem chover. Nessa linha, assume-se que a resposta rápida está mais relacionada com processos superficiais, enquanto que a resposta lenta associa-se a processos subterrâneos. A primeira relação deriva da percepção de que bacias altamente impermeáveis ou com solos rasos produzem grandes enxurradas (resposta rápida). Por outro lado, as nascentes de riachos e áreas úmidas de fundos de vale em bacias mais preservadas reforçam a percepção do papel da água subterrânea em sustentar o escoamento de base dos rios durante o tempo seco. Um detalhe perceptual importante, que podemos já introduzir aqui, é que nem toda chuva produz uma resposta rápida, sendo necessário superar um certo *nível de ativação*, como a interceptação da água no dossel ou o preenchimento das depressões do terreno que não são conectadas. 1585 Superado esse limiar, a *saturação* incremental da superfície produz uma resposta rápida cada vez maior, que só irá cessar quando a superfície estiver novamente seca. Isso ocorre em razão

<sup>14</sup>No caso da economia global, esse cenário otimista é denominado de *declínio próspero* por Odum e Odum [68]

do *nível de fragmentação* da superfície – ou seja, é preciso mais água para conectar bolsões de água isolados com as saídas disponíveis (em canais ou macro-poros). Independentemente das formas de resposta, a água também precisa se deslocar por uma rede de canais até atingir a saída da bacia hidrográfica. Isso reforça outra percepção relevante, a de que o deslocamento da água implica em uma atenuação dos pulsos de resposta pelos efeitos de dissipação de energia. Por fim, uma última percepção refere-se ao fluxo de saída da evapotranspiração (ET). Nesse caso, espera-se que a transpiração das plantas pelo dossel seja o fluxo inicial, seguindo então da evaporação da água na superfície.

Uma vez estabelecido um modelo perceptual, podemos avançar sobre um modelo conceitual a partir do enfoque da Dinâmica de Sistemas. O diagrama desse modelo é exibido na Figura 2.5a. Assim, o primeiro passo para tanto consiste em definir a fronteira do sistema modelado. No caso de modelos hidrológicos típicos, busca-se representar uma bacia hidrográfica, que é uma extensão da superfície terrestre atravessada pelo ciclo hidrológico. A bacia hidrográfica, portanto, é um sistema aberto aos fluxos de água que entram por meio da precipitação atmosférica  $P$  (chuva, neve e orvalho) e aos fluxos de saída, que podem ocorrer tanto pelo escoamento  $Q$  quanto pela evapotranspiração, denotada aqui por  $E$ . Assim, os fluxos  $P$  e  $E$  são mantidos como variáveis exógenas, obtidos a partir de **dados de entrada** e atuando de fora da fronteira do sistema-alvo. Admite-se, portanto, que o estado interno do sistema não exerce influência causal sobre o valor dessas variáveis<sup>15</sup>. É claro que, sendo um fluxo de saída, a evapotranspiração depende da água existente no sistema, mas o seu fluxo *potencial* é determinado sem vínculos causais. O escoamento  $Q$ , ou vazão de saída, por outro lado, constitui-se de um fluxo calculado pelo próprio modelo a partir da aplicação das suas equações de fluxo. Modelos com essa característica são frequentemente chamados de modelos “chuva-vazão”, embora essa denominação esconda o fato de que muitos outros fluxos são calculados para se estimar a vazão de saída.

O segundo passo na construção de um modelo conceitual envolve a configuração dos reservatórios<sup>16</sup> do sistema em estudo. Para tal, é essencial mobilizar o conceito de resposta hidrológica providenciado pelo modelo perceptual. Visando manter o modelo em uma condição minimalista, definimos apenas dois reservatórios de resposta: um para a resposta rápida,  $S_1$ , e outro para a resposta lenta,  $S_2$ . Esses reservatórios são acoplados verticalmente, de forma que a água precisa passar pelo reservatório de resposta rápida (superior) antes de alcançar o de resposta lenta (inferior). Esse esquema busca representar o balanço hídrico no solo, sendo intuitivo relacionar a resposta rápida aos processos na superfície e a resposta lenta aos processos no solo e subsolo. Contudo, devido à simplificação do modelo, essa interpretação deve ser considerada com cautela: a representação em apenas dois reservatórios é, essencialmente, uma síntese de vários subprocessos que poderiam ser mais especificados em um modelo mais detalhado. Além dos reservatórios acoplados, um terceiro reservatório,  $S_3$ , coleta tanto os fluxos rápidos quanto os lentos, atuando como um filtro sobre o sinal de ambos. O propósito deste reservatório é modelar os efeitos de atenuação e armazenamento durante a propagação da vazão na rede de canais antes de atingir a saída da bacia hidrográfica. Assim como no caso do balanço hídrico no solo, este reservatório abrange vários subprocessos que, em um modelo mais complexo, poderiam ser explorados em detalhe. Considerando que a área da bacia hidrográfica é constante, é conveniente, embora não obrigatório, expressar os níveis dos reservatórios  $S_i$  em  $mm$  de coluna de água e os fluxos em  $mm/\Delta t$ . Os reservatórios  $S_1$  e  $S_3$  (superfície e rede de canais, respectivamente) possuem capacidade total ilimitada, enquanto o reservatório  $S_2$  (solo e subsolo) atinge sua capacidade máxima a partir de um certo nível, de forma que:

$$S_{2,t} \leq s_{2,\max} \quad \forall i, t \quad (2.6)$$

Em que  $s_{2,\max}$  é a *capacidade máxima de armazenamento* de  $S_2$ , um parâmetro expresso em

<sup>15</sup>Essa suposição torna-se cada vez mais frágil à medida que a escala da bacia evolui de uma pequena área para grandes regiões ou continentes.

<sup>16</sup>No contexto de modelos hidrológicos, utilizarei o termo *reservatório* como sinônimo de *compartimento*.



1635 unidades de nível ( $mm$ ).

O terceiro passo, por fim, consiste em se definir as equações de fluxo que governam o balanço de água em cada reservatório. Nesse sentido, todos os três reservatórios funcionam como um **reservatório linear**, o que implica que apresentam um fluxo de saída  $Q_t$  diretamente proporcional ao nível  $S_t$ , ou seja:

$$1640 \quad Q_{i,t} = \frac{1}{k_i} \cdot S_{i,t} \quad \forall i, t \quad (2.7)$$

Em que  $k_i$  é um parâmetro com unidades de tempo que é equivalente ao tempo de residência médio do reservatório  $S_i$ . Isso implica que quanto *maior* o valor de  $k_i$ , mais *lento* é o seu esvaziamento, como ilustrado na Figura 2.5b (detalhes *i* e *ii*). Um reservatório linear é análogo a uma caixa de água com paredes verticais e um orifício poroso, que propicia um escoamento laminar diretamente proporcional à coluna de água. No caso do reservatório de resposta rápida  $S_1$ , o fluxo de saída  $Q_1$  é o fluxo de transferência vertical da água para o reservatório  $S_2$ , sendo interpretável como a *infiltração* da superfície para o interior do solo, com as devidas ressalvas de efetividade. Já no caso do reservatório  $S_2$ , o fluxo de saída  $Q_2$  é a própria resposta lenta da bacia hidrográfica, interpretável como o *escoamento de base* que o solo produz diretamente na rede de drenagem. Por fim, o fluxo de saída  $Q_3$  é a *vazão de saída* final, resultante da atenuação do escoamento pelo processo de propagação de vazão. O fluxo de saída rápida do reservatório  $S_1$ , denotado por  $R$ , apresenta uma formulação específica, que corresponde a uma hipótese de como que os processos rápidos, como o enxurrada  $q_{si}$ , se desenvolvem na bacia hidrográfica. Assim como no fluxo de saída de um reservatório linear,  $R$  é diretamente proporcional ao nível armazenado, com a diferença que o nível precisa superar um valor mínimo  $s_a$  antes de começar a verter:

$$R_t = \begin{cases} 0 & \text{se } S_{1,t} \leq s_a \\ c \cdot (S_{1,t} - s_a) & \text{se } S_{1,t} > s_a \end{cases} \quad (2.8)$$

Em que  $s_a$  é o **nível de ativação** da resposta rápida, um parâmetro do modelo expresso em unidades de nível; e  $c$  é um *coeficiente de escoamento*, com unidades de  $t^{-1}$ . Mas ao contrário do reservatório linear, o valor de  $c$  não é constante, mas sim uma função do próprio nível  $S_1$ . Para os propósitos deste capítulo, vamos estabelecer simplesmente que a resposta rápida  $R$  resulta de um *processo de saturação* do reservatório  $S_1$ , de maneira que:

$$c = \frac{(S_{1,t} - s_a)}{(S_{1,t} - s_a) + s_c} \frac{1}{\Delta t} \quad \forall t \quad (2.9)$$

Em que  $s_c$  é o **nível de fragmentação**, um parâmetro com as mesmas unidades do nível  $S_1$  e que regula a velocidade do processo de saturação. O nível  $s_c$  representa 50% de conectividade, de forma que quanto maior o valor de  $s_c$ , mais lentamente ocorre a saturação do reservatório. À medida que o nível reservatório aumenta, o coeficiente de escoamento  $c$  se aproxima assintoticamente de 1<sup>17</sup>, como ilustrado na Figura 2.5b (detalhes *iii* e *iv*). O termo  $1/\Delta t$  foi mantido na definição de  $c$  para explicitar as suas unidades, ainda que ele seja efetivamente eliminado na equação de balanço (Equação (2.4)). Por substituição da Equação (2.9) na Equação (2.8), chega-se na equação de fluxo para  $R$  (no caso de  $S_{1,t} > s_a$ )<sup>18</sup>:

$$R_t = \frac{(S_{1,t} - s_a)^2}{(S_{1,t} - s_a) + s_c} \quad \forall t \quad (2.10)$$

Nesse modelo minimalista, o fluxo externo de evapotranspiração  $E$  atua no balanço hídrico do solo, sobre os reservatórios  $S_1$  e  $S_2$ , de forma que  $E = E_1 + E_2$ . A drenagem da

<sup>17</sup> A Equação (2.9) apresenta uma forma típica de processos de saturação encontrada em campos distintos, como, por exemplo, a **Equação de Michaelis-Menten** na cinética de reações químicas.

<sup>18</sup> Um olhar cauteloso capta que a Equação (2.10) tem exatamente a mesma estrutura da fórmula empírica do método CN proposta pelo Soil Conservation Service para estimar o escoamento efetivo a partir de eventos de chuva e tipos de cobertura do solo. Este é um fato curioso que deve ser melhor estudado.

1675 água, nesse caso, ocorre de baixo para cima, ou seja, o fluxo  $E$  passa a atuar no reservatório superior  $S_1$  apenas quando o reservatório inferior  $S_2$  estiver vazio. Ou seja, o fluxo de saída  $E_2$  em  $S_2$  corresponde à transpiração das plantas, que remove água no solo, e o fluxo de saída  $E_1$  em  $S_1$  corresponde à evaporação superficial. Assim, nota-se que os reservatórios  $S_1$  e  $S_2$  são *deplecionados simultaneamente* por mais de um fluxo de saída. Para  $S_1$ , os fluxos de saída são  $E_1$ ,  $R$  e  $Q_1$ . Para  $S_2$ , os fluxos de saída são  $E_2$  e  $Q_2$ . Esse é um bom ponto para se introduzir dois problema práticos em modelos de compartimentos na Dinâmica de Sistemas, que são o **problema das saídas congestionadas** e o **problema da depleção simultânea**. O primeiro problema consiste na dificuldade de se determinar um dado fluxo de saída  $O_{t,j}$  que *também é uma entrada* em um compartimento com capacidade de armazenamento limitada. No caso do modelo hidrológico minimalista, isso ocorre no fluxo  $Q_1$  (infiltração), que sai de  $S_1$  (superfície) para  $S_2$  (solo e subsolo). Mas como o reservatório  $S_2$  é limitado por  $s_{2,\max}$  (Equação (2.6)), existe uma retroação negativa de  $S_2$  sobre  $Q_1$ , que pode ser interpretada pela noção de que o fluxo de infiltração é *congestionável* pela umidade existente no solo. Afinal, se os poros do solo já estão ocupados com água, não importa o quanto existe de água disponível para infiltração armazenada na superfície. O **fluxo real**  $Q_{1,t}$ , assim, é obtido ao se confrontar o **fluxo potencial** de saída  $Q_{1,t}^*$  com o **fluxo máximo** de entrada possível no próximo reservatório, que no caso de  $S_2$  é definido pelo **déficit de armazenamento**  $D_{2,t}$  dividido pelo passo de tempo  $\Delta t$ :

$$Q_{1,t} = \begin{cases} Q_{1,t}^* & \text{se } Q_{1,t}^* \leq D_{2,t}/\Delta t \\ D_{2,t}/\Delta t & \text{se } Q_{1,t}^* > D_{2,t}/\Delta t \end{cases} \quad (2.11)$$

Onde  $D_{2,t}$  é calculado por:

$$D_{2,t} = s_{2,\max} - S_{2,t} \quad (2.12)$$

Essa solução pode ser generalizada para outros fluxos de saída congestionáveis<sup>19</sup>. Quando um compartimento com capacidade limitada possui *múltiplas* entradas simultâneas, então a solução precisa adotar uma abordagem análoga (mas inversa) ao outro problema mencionado, que é o problema da depleção simultânea. Esse problema, por sua vez, consiste na dificuldade de *prevenir valores negativos* em um nível submetido a múltiplos fluxos de saídas e que é integrado numericamente pelo método de Euler. Em um sistema matematicamente contínuo, as diversas taxas de saída atuam suavemente sobre um dado nível  $S_t$ , de maneira que ele tende assintoticamente para zero. Mas o método de Euler, ao considerar que as taxas são constantes durante um intervalo discreto de tempo  $\Delta t$ , introduz o risco de que  $S_{t+1}$  possa assumir valores negativos. A solução para esse problema é computar os fluxos de saída em três etapas. Na primeira delas se calcula o *fluxo potencial* de saída total  $O_t^*$  pela soma dos fluxos potenciais de saída individuais. Em termos mais genéricos, para  $M$  fluxos potenciais de saída  $O_{t,j}^*$ :

$$O_t^* = \sum_j^M O_{t,j}^* \quad \forall t \quad (2.13)$$

A seguir, o *fluxo real* de saída total  $O_t$  é determinado ao se confrontar o fluxo potencial com o *fluxo máximo* de saída possível que é o valor do próprio nível  $S_t$  do reservatório dividido pelo passo de tempo  $\Delta t$ :

$$O_t = \begin{cases} O_t^* & \text{se } O_t^* \leq S_t/\Delta t \\ S_t/\Delta t & \text{se } O_t^* > S_t/\Delta t \end{cases} \quad (2.14)$$

A terceira etapa, enfim, consiste em calcular o valor dos fluxos reais de saída *individuais*. Já que o método de Euler assume taxas de fluxo constantes, os fluxos reais de saída são diretamente proporcionais ao *rateio* dos fluxos potenciais de saída:

$$O_{t,j} = \frac{O_{t,j}^*}{O_t^*} \cdot O_t \quad \forall t \quad (2.15)$$

<sup>19</sup>Nesse contexto, vale ressaltar que John Sterman defende que não se faça uso de estruturas condicionais do tipo IF... THEN... ELSE no código de simulação, sugerindo que uma alternativa para a Equação (2.11) do tipo  $Q_{1,t} = \text{MIN}(Q_{1,t}^*, D_{2,t}/\Delta t)$  é mais robusta e legível [47].

Componente	Nome	Dimensão	Unidade	Categoria
$S_1$	reservatório de resposta rápida (superficial)	L	mm	nível
$S_2$	reservatório de resposta lenta (subterrâneo)	L	mm	nível
$S_3$	reservatório da rede de drenagem	L	mm	nível
$P$	precipitação	L/T	mm/h	fluxo (exógeno)
$E$	evapotranspiração potencial	L/T	mm/h	fluxo (exógeno)
$R$	escoamento rápido ( $S_1 \rightarrow S_3$ )	L/T	mm/h	fluxo
$Q_1$	infiltração ( $S_1 \rightarrow S_2$ )	L/T	mm/h	fluxo
$Q_2$	escoamento lento ( $S_2 \rightarrow S_3$ )	L/T	mm/h	fluxo
$Q_3$	vazão de saída de $S_3$	L/T	mm/h	fluxo
$E_1$	evaporação	L/T	mm/h	fluxo
$E_2$	transpiração	L/T	mm/h	fluxo
$k_1$	tempo de detenção de $S_1$ (superficial)	T	h	parâmetro
$k_2$	tempo de detenção $S_2$ (subterrâneo)	T	h	parâmetro
$k_3$	tempo de detenção $S_3$ (rede de drenagem)	T	h	parâmetro
$s_a$	nível de ativação da resposta rápida	L	mm	parâmetro
$s_c$	nível de fragmentação de $S_1$	L	mm	parâmetro
$s_{2,max}$	capacidade máxima de $S_2$	L	mm	parâmetro

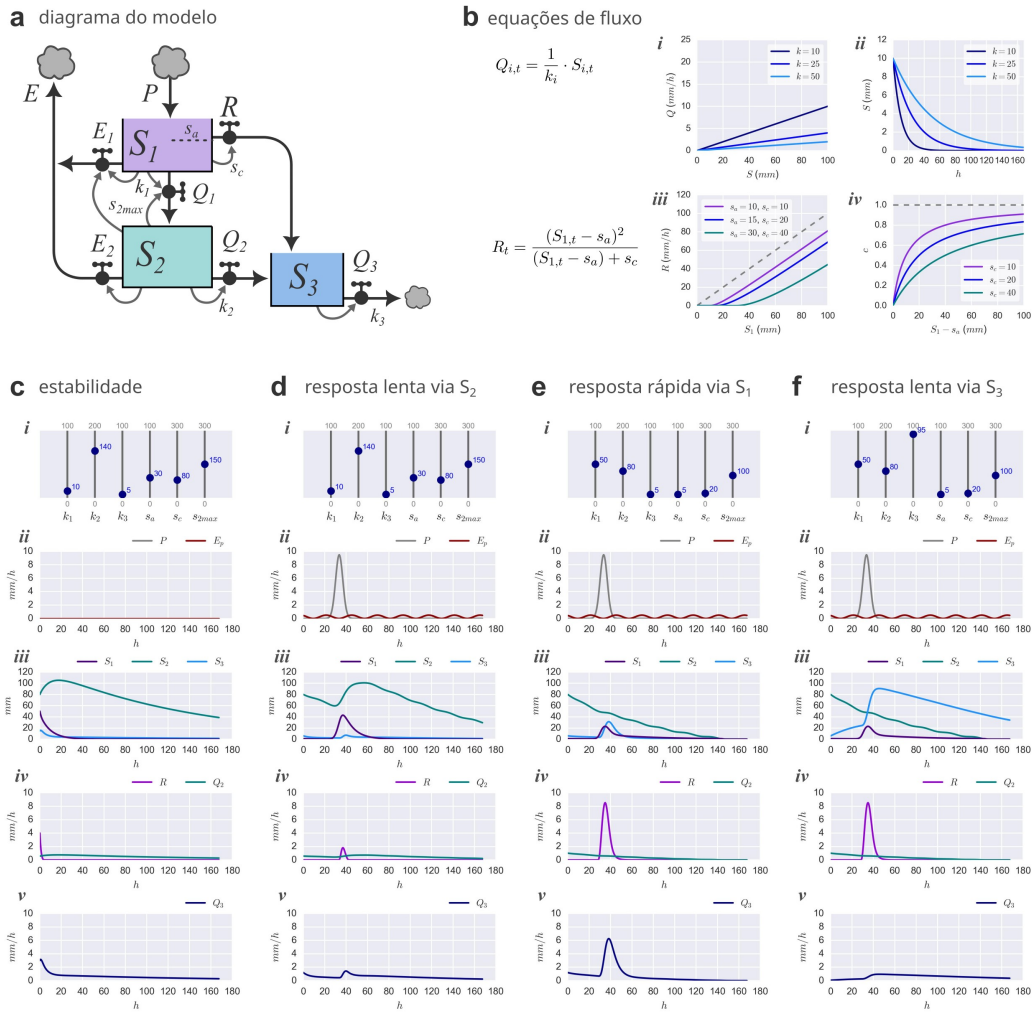
**Tabela 2.1:** Resumo do protótipo do modelo hidrológico desenvolvido, listando as componentes de nível, fluxos e parâmetros. Pelo alto grau de agregação do modelo, os nomes e significados das componentes devem ser interpretados com cautela, sendo na verdade processos efetivos que podem ser melhor detalhados e desagregados em versões mais complexas.

Tais problemas, inerentes à natureza computacional da Dinâmica de Sistemas, já indicam o próximo movimento no processo de modelagem: o desenvolvimento de um *modelo procedural*, ou seja, um programa de computador. Na forma proposta acima, o modelo conceitual é simples o suficiente para ser implementado em uma *planilha de cálculo*, em que as colunas representam as diferentes variáveis de armazenamento e fluxo e as linhas os passos de tempo da simulação. Para seguir o método de Euler, as fórmulas nas células de balanço dos reservatórios devem apontar para a linha anterior, nas colunas dos fluxos. Algumas colunas auxiliares devem ser criadas para implementar as etapas intermediárias dos fluxos potenciais e fluxos máximos. Além disso, certas células estáticas devem ser mantidas isoladas, como valor dos parâmetros  $\Theta = \{k_1, k_2, k_3, s_a, s_c, s_{2,max}\}$ , o valor das condições iniciais  $\mathbf{S}_{t=0} = \{S_{1,t=0}, S_{2,t=0}, S_{3,t=0}\}$  e o valor das variáveis exógenas  $\Upsilon = \{P_t, E_t\}$ . Uma alternativa mais robusta, no entanto, é implementar o modelo procedural a partir de um código, como C, Fortran, Python, etc. Uma estrutura simples de código deve ser baseado no paradigma funcional de computação, com três etapas acopláveis:

1. importação dos dados de entrada;
2. processamento do modelo, e;
3. exportação dos dados de saída.

Cada etapa possui suas características típicas e limitações técnicas, desde a definição do formato dos arquivos de dados ao uso de estruturas eficientes oferecidas pela linguagem de programação escolhida. Nesse rumo, um código apresenta duas vantagens fundamentais: uma cognitiva e outra operacional. A vantagem cognitiva é que um código explicita completamente as equações e próprio algoritmo computacional<sup>20</sup>. Planilhas de cálculo e demais interfaces gráficas, em contraste, acabam escondendo as fórmulas e a estrutura do algoritmo, tornando o modelo procedural um tanto inacessível em termos cognitivos. A vantagem operacional, por sua vez, é que um código permite o *aninhamento* do processo de simulação em uma hierarquia maior de processos, como na execução de bateladas (múltiplas simulações em série ou paralelo) e no acoplamento com outros modelos (quanto o resultado de um é usado como dados

<sup>20</sup>Códigos altamente eficientes geralmente implicam em um sacrifício na legibilidade, o que reforça a importância de materiais suplementares como documentação e comentários.



**Figura 2.5** — Um protótipo de modelo hidrológico e seu comportamento. O modelo é mantido como minimalista para propósitos exploratórios. **a** — A estrutura do modelo é concebida com três reservatórios ( $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$ ) para representar mecanismos de resposta hidrológica lenta ou rápida.  $S_1$  representa a superfície,  $S_2$  representa o subsolo e  $S_3$  representa a rede de drenagem. Com seis parâmetros que regulam os fluxos internos, o sistema é submetido aos fluxos exógenos de evapotranspiração  $E$  e precipitação  $P$ . O reservatório  $S_2$  é o único com capacidade limitada ( $s_{2max}$ ). **b** — Duas equações regulam os fluxos (Equação (2.7) e Equação (2.10)). A equação de decaimento exponencial para os reservatórios ( $Q_i = S_i/k_i$ , detalhe *i*), em que o  $k_i$  é o tempo de detenção. Quanto maior o valor de  $k_i$ , mais lentamente o reservatório se esvazia (detalhe *ii*). A equação de resposta rápida ( $R = c \cdot (S_1 - s_a)$ , detalhe *i*) é parecida, mas  $c$  resulta de um processo de saturação da superfície ( $c = (S_1 - s_a)/(S_1 - s_a + s_c)$ , detalhe *ii*). O processo é regulado pelo limiar de ativação  $s_a$  e pelo nível de fragmentação  $s_c$ . **c** — O sistema apresenta um comportamento estável — se esvazia por conta própria, mesmo quando  $P$  e  $E$  são nulos (detalhe *ii*). No caso,  $S_2$  apresentou um pico à medida que a água de  $S_1$  se infiltrava (detalhe *iii*). Mas logo depois todos os reservatórios se esvaziaram. **d** — Uma configuração de parâmetros (detalhe *i*) que define uma resposta lenta pela ação de  $S_2$  (subsolo). No caso, um pulso de chuva  $P$  com um máximo de 9.5 mm/h e uma oscilação diária de  $E$  (detalhe *ii*) resultam em uma vazão  $Q_3$  atenuada (detalhe *iv*);  $R$  tem um máximo de apenas 2 mm/h, enquanto que o escoamento de base  $Q_2$  sustenta a vazão durante a maior parte do período simulado (detalhe *iii*). **e** — Uma configuração de parâmetros (detalhe *i*) que define uma resposta rápida pela ação de  $S_2$  (superfície). O mesmo pulso de  $P$  e  $E$  anterior resultam em um hidrograma típico de  $Q_3$ , com um máximo de 6 mm/h (detalhe *iv*);  $R$  exibe um máximo de 8 mm/h e o escoamento de base  $Q_2$  é extinto em cerca de 140 horas (detalhe *iii*). **f** — Uma configuração de parâmetros (detalhe *i*) semelhante em (**e**), mas que define uma resposta lenta pela ação de  $S_3$  (rede de drenagem). O mesmo pulso de  $P$  e  $E$  anterior resultam em uma vazão  $Q_3$  atenuada (detalhe *iv*) — a sustentação da vazão é feita pelo amortecimento na rede de drenagem.

de entrada em outro). Como veremos adiante, essa vantagem operacional é essencial para o diagnóstico e pesquisa de modelos.

Antes de se realizar qualquer simulação computacional com o protótipo de modelo hidrológico desenvolvido, cabe aqui salientar alguns aspectos valiosos que a formalização do modelo perceptual em um modelo conceitual traz. Como já mencionado, a Dinâmica de Sistemas possui um espírito exploratório, que busca não apenas fazer previsões confiáveis sobre

um sistema-alvo, mas também usar os modelos para *aprender* sobre o comportamento desse sistema, identificando com isso pontos de alavancagem úteis na tomada de decisão. Dito isso, consideremos por um momento que a teoria veiculada pelo modelo proposto é *justificada*, o que nos liberta dos problemas apresentados no Capítulo 1. Se for o caso, o que podemos deduzir *a priori* sobre o comportamento da bacia hidrográfica? Quais são seus pontos de alavancagem críticos quando se considera, por exemplo, o problema da segurança hídrica<sup>21</sup>?

Diante dessas questões, o primeiro aspecto a se notar é que **o sistema é estável**, dominado por retroações que fazem os níveis dos reservatórios *tenderem a zero*, como ilustrado pela simulação na Figura 2.5c. Em outras palavras: os reservatórios  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  se esvaziam por conta própria<sup>22</sup>, mesmo sem nenhuma ação externa (quando  $P = 0$  e  $E = 0$ ). Ao contrário de sistemas ecológicos, sociais e econômicos, não se espera do sistema proposto nenhuma forma de crescimento exponencial ou oscilações. Um segundo aspecto consiste em classificar o comportamento final do sistema em termos da sensibilidade ao fluxo de entrada  $P$ . Em um extremo, temos um comportamento de baixa sensibilidade, caracterizado pela dominância do mecanismo de resposta lenta em  $S_2$  e alto tempo de residência em  $S_3$ . As simulações tanto na Figura 2.5d quanto na Figura 2.5f ilustram possibilidades desse comportamento. No outro extremo, temos um comportamento de alta sensibilidade, caracterizado pela dominância do mecanismo de resposta rápida em  $S_1$  e baixo tempo de residência em  $S_3$ , como na simulação na Figura 2.5e. Mantida a estrutura proposta e os mesmos fluxos exógenos  $P$  e  $E$ , é claro que o comportamento dependerá estritamente do conjunto de parâmetros  $\Theta = \{k_1, k_2, k_3, s_a, s_c, s_{2,\max}\}$ , ainda que diferentes valores possam eventualmente resultar em comportamentos similares (de alta ou baixa sensibilidade). Por exemplo, é possível reduzir a sensibilidade do sistema ao se aumentar tanto o limiar de ativação da resposta rápida ( $\uparrow s_a$ ) quanto o tempo de residência na rede de drenagem ( $\uparrow k_3$ ), ou dois, simultaneamente<sup>23</sup>. Isso nos conduz para o terceiro e último aspecto, que são os pontos de alavancagem do sistema diante de problemas práticos, em especial a garantia da disponibilidade de água<sup>24</sup>. Portanto, se conclui que qualquer estratégia de alavancagem no sistema deve direcionar o sistema para reduzir a sua sensibilidade diante do fluxo de entrada, buscando um **efeito de regularização**. No balanço hídrico do solo, isso se traduz em reduzir a dominância do mecanismo de resposta rápida: aumentar o limiar de ativação, reduzir a conectividade superficial e reduzir o tempo de residência superficial. No caso da rede de drenagem, a única alternativa disponível é aumentar o tempo de residência com bacias de retenção, açudes ou mesmo barragens.

Os aspectos levantados acima ilustram que a simples lógica dedutiva aplicada ao modelo conceitual desenvolvido possibilita identificar importantes *insights* sobre o comportamento e sobre os pontos de alavancagem no sistema. Além disso, se o modelo traduz a essência do sistema-alvo, espera-se que versões mais detalhadas não eliminem a essência das conclusões obtidas, mas que introduza as nuances necessárias no processo de tomada de decisão baseado em modelos hidrológicos, a depender do problema necessário. Heterogeneidades na litologia, na pedologia, na cobertura do solo e na topografia certamente devem ampliar o leque de entendimentos teóricos e recomendações práticas. Apesar do salto observado entre o modelo perceptual (modelo mental) e o modelo conceitual, é claro que todo esse raciocínio pode esconder surpresas a partir de pontos cegos e interações não intuitivas entre as partes do sistema. Ademais, a suposição de que a teoria veiculada é justificada foi um movimento provisório: é preciso testar o modelo diante de evidências empíricas. Assim, a única saída para se fazer afirmações mais firmes é simular o modelo com técnicas de diagnóstico, que são apresentadas

<sup>21</sup>Esse problema será explorado no Capítulo 4

<sup>22</sup>Em termos físicos: pela ação da gravidade.

<sup>23</sup>Essa ambiguidade está diretamente associada ao problema da equifinalidade. Como apresentado no Capítulo 1, o maior número de evidências empíricas possíveis devem ser empregadas a para *condicionar* o comportamento do modelo.

<sup>24</sup>Esse problema prático insere-se em um contexto mais amplo, que é o problema da segurança hídrica, articulado com mais detalhes no Capítulo 4.



1795 a seguir.

## 2.6 Diagnóstico de modelos

O **diagnóstico de modelos** consiste em um vasto conjunto de técnicas aplicadas para se avaliar a *adequação* de um modelo. Antes da justificação empírica, que é um teste crucial, um modelo precisa ser adequado pelo ângulo conceitual, técnico, prático e comportamental. Afinal, um modelo estatístico extremamente adequado em termos empíricos pode ser diretamente obtido com técnicas de otimização, como aprendizado de máquina. Mas o quê se pode *aprender* sobre o sistema-alvo com um modelo estatístico? Um modelo estatístico sobre-ajustado aos dados disponíveis, por exemplo, pode ser útil para *interpolações*, mas não para *extrapolações*. Um modelo desse tipo não contribui muito no entendimento de como o sistema *se comportaria* diante de uma dada política de alavancagem ou um cenário de futuro que jamais foi observado. A busca por aprendizado, no âmbito da Dinâmica de Sistemas, implica que a modelagem é um processo de inferência *dedutiva*, que requer uma definição robusta e confiável das sentenças antecedentes (hipótese principal e auxiliares) antes da produção das suas sentenças consequentes (resultados simulados). Nesse rumo, John Sterman sugere uma lista de doze estratégias gerais para diagnosticar<sup>25</sup> essas adequações, exibidas na Tabela 2.2, aprimorando as propostas iniciais de Jay Forrester [47]. Mas diante da natureza altamente prática da Dinâmica de Sistemas, talvez o diagnóstico *de ordem zero* de um modelo a avaliar a **adequação do problema** a qual ele está sendo endereçado. Esse diagnóstico primordial avalia se o modelo foi *projetado sob medida* para responder as perguntas verdadeiramente relevantes dos problemas práticos em questão. Apesar de óbvio, esse diagnóstico pode trazer grandes desafios, inclusive obrigar as equipes de modelagem a *abandonar* estratégias de modelagem confortáveis à medida que a natureza do problema é compreendida com mais profundidade. Do lado da tomada de decisão, ou seja, os clientes dos vendedores de modelos, esse tipo de diagnóstico é essencial para se evitar situações anti-econômicas, quando o modelo vendido é desproporcional.

Entre os diagnósticos conceituais, é essencial se avaliar a **adequação da fronteira**. Como ilustrado no protótipo de modelo hidrológico, uma premissa importante é que o armazenamento e os fluxos de água na bacia hidrográfica (as variáveis endógenas) não exercem influência sobre a precipitação e a evapotranspiração potencial (as variáveis exógenas). Essa suposição talvez seja questionável para grandes bacias hidrográficas, quando a evapotranspiração em uma região se converte em precipitação, seja localmente (núcleo de condensação de nuvens [69], [70]) ou em outras partes (efeito de rios voadores [71], [72]). Assim, à medida que se muda de uma escala local para uma escala continental, negligenciar as interações causais do sistema meteorológico e climático com os processos hidrológicos terrestres tende a ser cada vez mais inadequado. Outra avaliação conceitual básica é a **adequação da estrutura** do modelo, tanto em termos teóricos (princípios físicos) quanto em termos práticos (tomada de decisão). A estrutura do modelo deve garantir que não sejam violados princípios físicos, tais como a conservação de massa, a não-negatividade dos níveis e determinados processos irreversíveis. Para exemplificar, Sterman descreve um modelo econômico que apresentava resultados notáveis ao simular o mercado de couro, mas isso acontecia porque o modelo revertia o couro produzido *de volta* em vacas assim que fosse necessário [47]. Da mesma forma, é importante avaliar se o nível de agregação do modelo atende às necessidades pré-estabelecidas do processo decisório. Em modelagem hidrológica, o protótipo mencionado acima dificilmente seria útil para identificar áreas prioritárias de ação numa bacia hidrográfica, devido à sua natureza altamente agregada.

Outros dois diagnósticos conceituais relacionados envolvem a **consistência dimen-**

<sup>25</sup>Originalmente, ele utiliza a expressão “teste de modelos”, mas aqui o termo “teste” será reservado para quando se define explicitamente um *critério de rejeição*.

Diagnóstico*	Propósito	Procedimentos
0. Adequação do problema	Diagnosticar se o modelo é adequado ao problema prático endereçado.	Explicitar quais são as perguntas implicadas no problema que precisam ser respondidas pelo modelo.
1. Adequação da fronteira	Diagnosticar se as variáveis exógenas do modelo não implicam em negligências causais graves.	Explicitar o sistema e suas variáveis endógenas e exógenas em diagramas de laços causais.
2. Adequação da estrutura	Diagnosticar se a estrutura (incluindo equações de fluxo) estão de acordo com o modelo perceptual e não violam princípios teóricos básicos. O grau de agregação também precisa ser útil em termos práticos.	Inspecionar equações e diagramas causais; explicitar as perguntas de tomada de decisão relacionadas com os resultados esperados.
3. Consistência dimensional	Diagnosticar se as equações e parâmetros são consistentes e fazem sentido com relação a fenômenos reais.	Inspecionar equações; Análise dimensional; Racionalizar sobre a teoria subjacente.
4. Distribuição dos parâmetros	Diagnosticar o quanto distribuições dos valores estão de acordo com expectativas conceituais e empíricas.	Obter distribuições anteriores a partir de opinião especialista.
5. Estudos comparativos (famílias de sistemas)	Diagnosticar se a distribuição de parâmetros é consistente diante de sistemas-alvo da mesma família. Ex: diferentes bacias hidrográficas;	Obter distribuições de parâmetros condizentes com o maior número de membros possíveis de sistemas (modelo generalista).
6. Erro de integração	Diagnosticar se os resultados não são sensíveis ao intervalo de tempo e ao método de integração numérica.	Reduzir o passo de tempo; mudar o método de integração numérica.
7. Condições extremas	Diagnosticar o quanto o modelo procedural é robusto diante de valores muito altos ou muito baixos.	Simular o modelo em condições sintéticas com choques extremos nos valores.
8. Análise de sensibilidade	Diagnosticar como variações nos parâmetros do modelo afetam os resultados, identificando parâmetros críticos para o comportamento do sistema.	Aplicação de técnicas exploratórias, como o Método de Monte Carlo, para amostragens aleatórias no espaço dos parâmetros. Uso de técnicas de busca para identificar cenários críticos e revelar políticas de alavancagem inusitadas.
9. Comportamento anômalo	Diagnosticar comportamentos inesperados do modelo que possam indicar erros na formulação ou <i>insights</i> importantes sobre o sistema modelado.	Submissão do modelo ao teste de encapsulamento; descartar.
10. Adequação empírica	Diagnosticar se o modelo é capaz de reproduzir comportamentos observados no sistema-alvo, ajustando parâmetros para melhorar a aderência com os dados empíricos.	Comparação das saídas do modelo com dados observados, utilizando métricas como MAE, RMSE, e coeficientes como o de determinação e KGE.
11. Comportamento surpreendente	Diagnosticar se os resultados de modelagem surpreendem o público-alvo em alguma medida, revisando seus modelos mentais.	Comunicação eficaz dos resultados; revelar nuances e detalhes; demonstrar mecanismos não-intuitivos.
12. Impactos positivos práticos	Diagnosticar se a modelagem trouxe impactos positivos práticos no processo de tomada de decisão.	Preparar indicadores de impactos do modelo; documentação técnica; reprodutibilidade.

**Tabela 2.2: Diagnóstico de modelos no âmbito da Dinâmica de Sistemas.** — Resumo dos doze “Testes de modelos” propostos por John Sterman, dando sequência aos testes propostos por Jay Forrester. Adaptado de Sterman [47].

sional e a **distribuição dos parâmetros**. Essa avaliação relaciona-se com o *significado* dos parâmetros nas equações de fluxos e a distribuição dos seus valores. Quando se parte de uma lógica dedutiva, as equações de fluxo precisam fazer sentido teórico (afinal, *elas veiculam uma teoria*) e seus parâmetros devem apresentar nomes e unidades consistentes que sejam equivalentes (ao menos em termos efetivos) com processos reais. Para Sterman, parâmetros e variáveis com nomes e unidades que não fazem sentido no mundo real são *sintomas de que a teoria sobre o sistema-alvo está mal formulada*. Além disso, os valores dos parâmetros em si também precisam atender expectativas conceituais. Como diferentes combinações de parâmetros podem resultar em comportamentos finais similares (problema da equifinalidade), certas combinações de parâmetros podem até ser empiricamente adequadas, mas teoricamente duvidosas. Por exemplo, em uma bacia hidrográfica montanhosa sem reservatórios artificiais, espera-se uma baixa atenuação do pulso de vazão na rede de drenagem, ou ao menos menor que em bacias mais planas, com planícies de inundação. Assim, **estudos comparativos** entre sistemas distintos, mas da mesma *família*, e a definição de distribuições anteriores pela **opinião de especialistas** ajudam a descartar valores de parâmetros inconsistentes<sup>26</sup>.

Do lado técnico, um diagnóstico crucial é o **teste de integração numérica**, que foi descrito na Seção 2.4. Cumpre ressaltar que *nenhuma simulação é informativa se o seu resultado decorre de instabilidades numéricas*. Assim, esse teste consiste em avaliar se o comporta-

<sup>26</sup>Espera-se que a opinião especialista *informe* sobre a distribuição anterior de parâmetros com evidências empíricas qualitativas de seus modelos perceptuais que não foram transformadas em dados quantitativos. Ainda assim, é preciso ter cautela para não transformar esse processo em um **viés de confirmação**, mantendo uma abertura para que as anomalias empíricas possam atuar para refutar as teorias postuladas pelos modelos. Uma saída para isso é manter as probabilidades posteriores dentro de um limiar mínimo.

mento do sistema segue o princípio da insensibilidade temporal. Outro diagnóstico nessa linha consiste em submeter o modelo sob **condições extremas e limítrofes**, como valores muito altos de fluxos de entrada e de saída. Essa é uma avaliação da robustez técnica, pois são nessas condições não-usuais (mas possíveis) que problemas no modelo procedural podem surgir, como erros na representação numérica das estruturas de dados (*overflow* e *underflow*) e violações da não-negatividade nos níveis simulados. Por exemplo, uma variável de nível discreta (como uma população) pode ser instanciada por uma estrutura de dados de número positivo, inteiro e 16 bits – o que traz ganhos de memória interessantes, ao contrário de 64 bits em ponto flutuante. Mas essa estrutura de dados possui um limite numérico superior de 65535 – valores acima disso retornam para números baixos, um erro de *overflow* que pode tornar os resultados das simulações desprovidos de qualquer sentido. Nesse caso, é preciso se certificar que um código mais eficiente não compromete a robustez das simulações diante de condições extremas mas que são factíveis.

O diagnósticos que avaliam o comportamento do modelo incluem a **análise de sensibilidade**, a **deteção de anomalias** e a **adequação empírica**. Essas avaliações formam um espectro em termos da justificação. De um lado, a análise de sensibilidade busca entender como o sistema responde diante de mudanças nos seus elementos, tais como fluxos de entrada e valores de parâmetros. Nesse caso, a abordagem é exploratória, sem comprometimentos maiores com a justificação. Do outro lado, a adequação empírica busca encontrar os conjuntos de parâmetros que condicionam o sistema modelado a reproduzir o comportamento observado. Evidentemente, esse é o único teste capaz de apontar a necessidade de revisões importantes no processo de modelagem, pois é nele que a teoria é diretamente confrontada com as evidências disponíveis. Ainda assim, a rejeição do modelo proposto só é possível a partir do paradigma de modelagem discutido na Seção 1.6 (Capítulo 1), que aplica um teste de encapsulamento de um conjunto de modelos empiricamente adequados. Uma abordagem puramente confirmatória, em contraste, busca “calibrar” os parâmetros do modelo de maneira a se identificar um único conjunto de parâmetros tido como adequado.

De uma forma ou de outra, os diagnósticos de comportamento em geral demandam que se realize uma ampla avaliação do **espaço paramétrico**  $\Omega_\Theta$ , o espaço matemático com  $N$  dimensões criado pelos  $N$  parâmetros instanciados no modelo conceitual. Aqui, surge um entrave técnico, que é o **problema da dimensionalidade**: a dificuldade de se avaliar detalhadamente o espaço paramétrico  $\Omega_\Theta$  em um tempo razoável de simulação. Por exemplo, considere uma **amostragem exaustiva**<sup>27</sup> em  $M$  intervalos regulares na faixa estimada para cada parâmetro  $\Theta_i$ , com  $i \in \{1, \dots, N\}$ . Segue disso que o número de simulações  $n_s$  em uma amostragem exaustiva é  $n_s = M^N$ . Esse número pode assumir valores exorbitantes rapidamente: com  $M = 100$ , seria preciso simular o modelo hidrológico proposto acima ( $N = 6$ ) um trilhão de vezes,  $100^6 = 1.000.000.000.000$ . Com um tempo de simulação de um segundo, essa avaliação iria levar em torno de 31 mil anos para ser concluída. Um tempo de simulação de um milésimo de segundo demandaria 31 anos. Para ser prática, a exploração no espaço paramétrico  $\Omega_\Theta$  deve durar no máximo alguns dias, de preferência algumas horas ou minutos.

Computadores mais potentes ajudam muito em contornar o problema da dimensionalidade, mas na prática a estratégia de amostragem também lança mão de métodos mais eficientes do que a amostragem exaustiva, que podem ser divididos em **técnicas exploratórias** e **técnicas de busca**, ainda que elas sejam em boa parte relacionadas. As técnicas exploratórias são variações do Método de Monte Carlo, mencionado na Seção 1.3, que fazem amostragens aleatórias sobre a faixa de valores esperados para os parâmetros  $\Theta$ . O objetivo aqui é apenas revelar as regiões do espaço paramétrico. Se uma distribuição de probabilidade anterior para os parâmetros está disponível (a partir de opinião especialista, por exemplo), essa amostragem pode ser *ponderada pela densidade* da distribuição, fato que direciona a exploração mais em certas regiões do que em outras. Uma variação eficiente do Método de Monte Carlo consiste na

<sup>27</sup>Também denominado método da enumeração ou método da força-bruta.



amostragem aleatória *sem reposição*, conhecida por **amostragem por Hipercubo Latino**, que garante uma distribuição mais espaçada dos conjuntos de parâmetros amostrados, evitando-se o risco de amostras redundantes. As técnicas de busca, por sua vez, consistem em técnicas de otimização que objetivam identificar regiões do espaço paramétrico que atendam especificações pré-definidas em termos do comportamento do sistema. No jargão da **Pesquisa Operacional**, essas técnicas maximizam ou minimizam uma dada **função objetivo**. Para tanto, uma ampla variedade de algoritmos de otimização podem ser implementados, como programação linear, programação dinâmica, escalada de gradiente, algoritmos evolucionários, cadeias de Markov, etc. O critério para escolha, no entanto, é condicional a diversas questões técnicas, em especial em modelos não lineares que exibem funções objetivos com múltiplos ótimos locais.

Na análise de sensibilidade, técnicas de exploratórias são aplicadas em se quantificar a sensibilidade numérica de cada parâmetro. Essa análise pode ser tanto *local*, realizada ao se variar um parâmetro e manter o resto constante, quando *global*, realizada por uma exploração mais completa do espaço paramétrico  $\Omega_\Theta$  [73]. Andrea Saltelli e colegas reforçam a importância da última, demonstrando que apenas a análise global tem o potencial de capturar interações e sinergias que emergem quando um dado conjunto de parâmetros muda ao mesmo tempo [74]. Mas também a análise de sensibilidade aplica técnicas de busca em explorações projetadas para se **descobrir cenários críticos** e revelar políticas de alavancagem inusitadas. Para ilustrar essa abordagem, John Miller aplicou duas técnicas de otimização (algoritmos genéticos e escalada de gradiente) sobre o modelo *World3* utilizado por Donella Meadows e colegas em *Limites do crescimento*, de maneira a se descobrir cenários alternativos para a população mundial até 2100 [75]. Os resultados obtidos pelas buscas indicaram que é possível maximizar a população mundial em até seis vezes o previsto pelo cenário de base de Meadows (4 bilhões, com pico de 9 bilhões em 2050), mas também é possível minimizar a população até a metade do previsto. Esses diferentes modos de comportamento do mesmo sistema ajudam a entender melhor os parâmetros e fluxos críticos para a elaboração de políticas. Por exemplo, talvez seja desejável uma população mundial de 2 bilhões em 2100, mas não por causa de guerras, poluição e fome, e sim por causa de mudanças econômicas, tecnológicas e culturais que melhorem a qualidade de vidas das pessoas.

Pelo lado da adequação empírica e detecção de anomalias, as técnicas exploratórias estão relacionados com a análise da incerteza dos parâmetros. Um método de especial relevância proposto na modelagem hidrológica é método *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE), proposto por Keith Beven e Andrew Binley, que aplica o Teorema de Bayes (Equação (1.4)) com uma função de verossimilhança informal  $\mathcal{L}(E|H)$  [76]. Assim, a distribuição posterior dos parâmetros é obtida ao se condicionar a distribuição anterior com o histograma normalizado da verossimilhança  $\mathcal{L}(E|H)$ . Esse histograma, por sua vez, é calculado a partir de uma exploração robusta no espaço paramétrico  $\Omega_\Theta$ . As técnicas de busca, por outro lado, atuam no sentido de “calibrar” o modelo ao se maximizar a verossimilhança  $\mathcal{L}(E|H)$ , obtendo-se um único conjunto de parâmetros tido como adequado empiricamente<sup>28</sup>. De qualquer maneira, quando se tratando de modelos na Dinâmica de Sistemas, a verossimilhança informal  $\mathcal{L}(E|H)$  geralmente é igualada a alguma estatística ponto-a-ponto, ou métrica de ajuste, que busca mensurar a aderência das variáveis simuladas aos dados observados. Com isso, quanto mais um ponto simulado  $y_{M,i}$  se aproximar do seu ponto observado  $y_{O,i}$  correspondente, maior é a sua adequação empírica. Uma métrica de ajuste típica é a média do erro absoluto MAE:

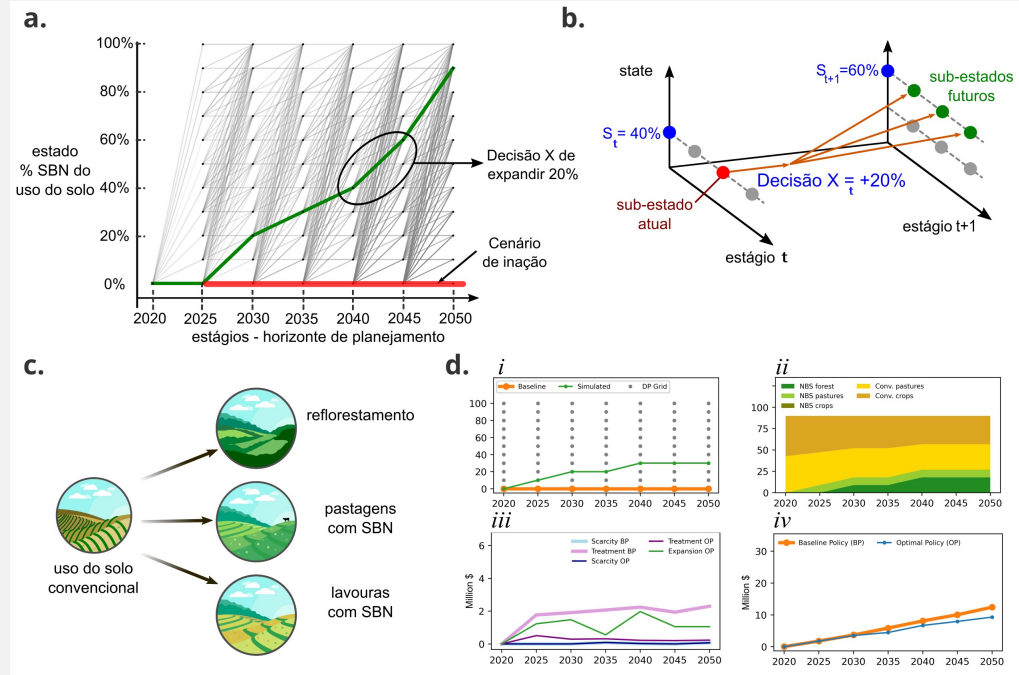
$$\text{MAE} = \frac{1}{n} \sum_i^N |y_{M,i} - y_{O,i}| \quad (2.17)$$

Uma alternativa que penaliza desproporcionalmente mais os erros maiores e menos os erros

<sup>28</sup>Em abordagens multi-objetivo, o conjunto de parâmetros considerado adequado empiricamente correspondem a uma fronteira de Pareto.

### Destaque 2.6.1– Identificando as melhores rotas de mudança do uso do solo com Programação Dinâmica

Entre as diversas técnicas de busca oferecidas na Pesquisa Operacional, a **Programação Dinâmica** consiste em uma ferramenta interessante para a simulação e otimização de sistemas ambientais diante de cenários de futuro. Ao contrário das técnicas de otimização convencionais, esse método permite que múltiplos modelos de simulação de sistemas possam ser aninhados em um algoritmo de busca mais abrangente. Isso é possível porque o espaço de busca é discretizado em estados e estágios que são simulados em etapas simplificadas. Uma relação de recursão então permite se deduzir a melhor rota entre os estágios e estados após as simulações.



**Figura 2.6 — Exploração de cenários da expansão de SBN em bacias com Programação Dinâmica** **a** — Espaço de busca discretizado em estados e estágios. **b** — Representação das transições entre os estados e estágios **c** — Transições simuladas entre tipologias de uso do solo. **d** — Exemplo de resultado obtido para um cenário de alta degradação inicial.

Recentemente, eu e Guilherme Marques adaptamos o **problema da expansão da capacidade de infraestrutura** para explorar cenários de expansão de soluções baseadas na natureza, enfocando a segurança hídrica a jusante (Possanti & Marques, 2022 [3]). Os estados dos sistema foram representados pela taxa de cobertura do solo de um mix de soluções naturais, representados discretamente como sub-estados. Cada sub-estado implica em um custo  $C$  para o sistema:

$$C = SC + TC + XC \quad (2.16)$$

Em que  $SC$  é o custo da escassez de água;  $TC$  é o custo de tratamento de água, e;  $XC$  é o custo de expansão das soluções naturais. Diante de cenários de condições iniciais e mudanças das pressões sistêmicas, como mudança climática e crescimento populacional, as melhores rotas de expansão foram identificadas. Em cenários inicialmente já bem conservados, se concluiu seria melhor não fazer nada, pois as reduções com custo de tratamento e escassez não compensavam o custo de expansão. Mas em condições de bacias mais degradadas, a expansão das SBN no longo prazo trouxe uma redução do custo acumulado de até 25%. Essas conclusões, porém dependem fortemente da representação dos modelos empregada nas simulações, o que reforça a necessidade de adequação empírica.

menores é a raiz quadrada da média do erro ao quadrado RMSE:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^N (y_{M,i} - y_{O,i})^2} \quad (2.18)$$

Tanto a métrica MAE quanto a métrica RMSE são positivas e apresentam as mesmas unidades

da variável avaliada  $y$ , fato que faz delas difíceis de serem comparadas com outros modelos ou mesmo outras variáveis. Uma métrica mais universal é o coeficiente de determinação  $R^2$  [77]:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_i^N (y_{M,i} - y_{O,i})^2}{\sum_i^N (y_{M,i} - \bar{y}_O)^2} \quad (2.19)$$

Em que  $\bar{y}_O$  é a média dos dados observados. Nesse sentido, o coeficiente de determinação  $R^2$  pode ser interpretado como uma medida de quanto o modelo  $M$  é melhor em se determinar os valores observados do que a simples média dos dados observados  $O$ . No âmbito da simulação hidrológica, o coeficiente de determinação também denominado de Eficiência de Nash-Sutcliffe NSE [78]:

$$\text{NSE} = R^2 \quad (2.20)$$

Uma alternativa bastante empregada na Hidrologia é a Eficiência de Kling e Gupta KGE, que estabelece uma decomposição entre o coeficiente de correlação  $r$ , a média  $\mu$  e o desvio padrão  $\sigma$  dos dados modelados e simulados [79]:

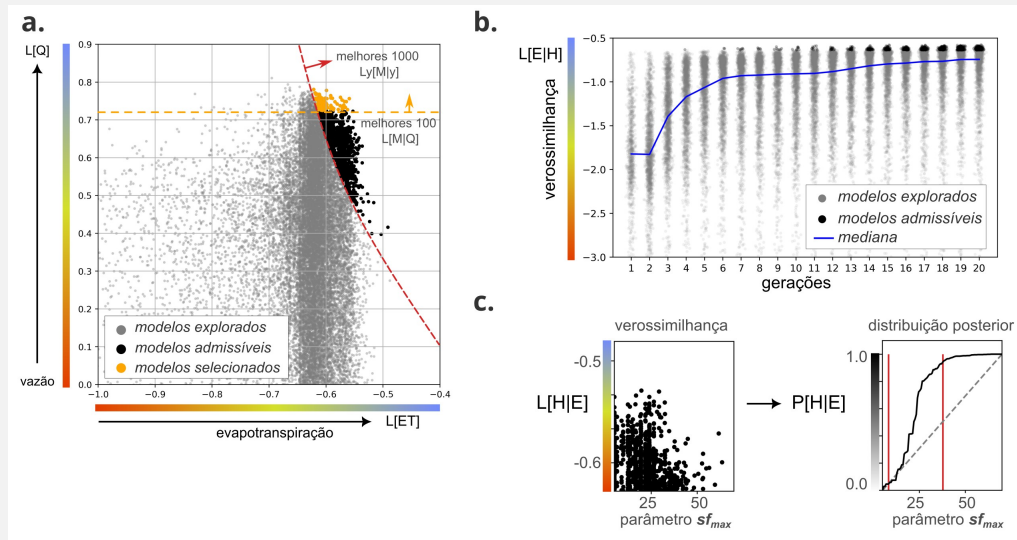
$$\text{KGE} = 1 - \sqrt{(r_{M,O} - 1)^2 + \left(\frac{\mu_M}{\mu_O} - 1\right)^2 + \left(\frac{\sigma_M}{\sigma_O} - 1\right)^2} \quad (2.21)$$

Por fim, um diagnóstico importante do ponto de vista prático consiste em se avaliar o quanto o sistema modelado produz um **comportamento surpreendente** diante dos modelos mentais (perceptuais) dos grupos de interesse envolvidos no processo de modelagem, mudando as opiniões. Se o emprego de modelos da Dinâmica de Sistemas possui efeito *nulo* sobre os pré-conceitos arraigados de seu público-alvo (incluindo aqui cientistas), então o seu uso não tem nenhum valor cognitivo de aprendizado. No pior dos casos, a modelagem torna-se um **argumento de autoridade falacioso** que, no fim das contas, blinda os seus usuários de tomarem decisões baseadas em evidências (viés de confirmação). Assim, os resultados obtidos devem ser comunicados com eficácia para poder surpreender seu público-alvo, revelando, no mínimo, novas *nuances e detalhes* nos resultados obtidos e, no máximo, mecanismos *não-intuitivos* do comportamento do sistema<sup>29</sup>. Por exemplo, considerando o uso de um modelo hidrológico no contexto de revitalização de bacias hidrográficas, pode ser que o público-alvo superestime a capacidade do sistema em atenuar mecanismos de resposta rápida por meio de soluções baseadas na natureza. Contudo, pode ser que esse mesmo público subestime a potencialidade dessas mesmas soluções em promover a melhoria da qualidade da água. Nessa mesma linha, outro diagnóstico relevante consiste em identificar se os resultados do modelo de fato produziram **mudanças práticas na tomada de decisão**, na formulação de estratégias e planos de ação. Uma coisa é mudar as opiniões pessoais dos atores envolvidos, outra é o mudar efetivamente o processo de tomada de decisão. Essa categoria de diagnóstico deve incluir a avaliação se o modelo desenvolvido é *utilizável por terceiros*, o dito **problema da reprodutibilidade**. Um modelo acessível apenas pelo seus desenvolvedores, por melhor que seja, provavelmente deixará um pequeno legado, produzindo um baixo impacto prático fora do escopo do projeto que fora concebido. Nesse sentido, Sterman reforça estratégias para maximizar a reprodutibilidade, como a baixa demanda computacional, a facilidade de instalação e operação e a manutenção de uma documentação acessível, incluindo *websites* com treinamentos, tutoriais, etc. No espírito pragmático da Dinâmica de Sistemas, avaliar o impacto positivo de um modelo é a síntese do empreendimento de se modelar e deve ser cuidadosamente planejado com indicadores de impacto desde o começo de qualquer projeto. A relevância de se preparar o diagnóstico *a priori* é se evitar **evidências anedóticas** e minimizar o **viés de retrospectiva** na avaliação do sucesso do modelo. É claro que decisões importantes sempre envolvem questões éticas e políticas em jogo, mas o emprego de modelos no aconselhamento científico, incluindo as suas incertezas, deve ter pelo menos algum impacto positivo. ■

<sup>29</sup>Na ótica dos paradigmas de Thomas Kuhn, esse diagnóstico consiste em se avaliar se os resultados da modelagem estão inseridos no *ciclo normal* da ciência, articulando e aprimorando a teoria em vigor.

### Destaque 2.6.2– Uma abordagem híbrida no uso do método GLUE

A separação entre exploração e busca no espaço paramétrico de modelos não é necessariamente uma dicotomia absoluta, existindo possibilidades de **hibridização**. Foi o que eu demais colegas fizemos para condicionar o modelo `PLANS` em Possanti et al. (2023) [4] (mais detalhes no próximo capítulo). Nesse caso, percebemos que há uma grande oportunidade de se reduzir o problema da dimensionalidade ao se empregar um **algoritmo evolucionário elitista**. O elitismo em um algoritmo evolucionário basicamente consiste em garantir que uma população de soluções com alto desempenho seja catalogada ao longo das gerações simuladas, sem perder elas durante os sucessivos cruzamentos e variações aleatórias [80]. Isso possibilita uma abordagem intermediária, ou híbrida, que tanto explora o espaço paramétrico, ao que se gerar aleatoriamente soluções, quanto busca obter uma população de alto desempenho de acordo com uma medida de verossimilhança.



**Figura 2.7 — Abordagem híbrida do método GLUE no condicionamento do modelo `PLANS`** **a** — Espaço bidimensional criado por duas medidas de verossimilhança informal, uma para a vazão e outra para a evapotranspiração. **b** — Gerações produzidas por um algoritmo evolucionário com elitismo, que preserva as melhores soluções encontradas à medida que explora o espaço paramétrico **c** — Exemplo da conversão da verossimilhança informal na distribuição posterior de um parâmetro do modelo pelo Teorema de Bayes.

Outra forma de hibridização que utilizamos foi uma medida de verossimilhança compósita, baseada tanto na vazão observada quanto em mapas de evapotranspiração derivados por técnicas de sensoriamento remoto. A métrica, portanto, consistiu em uma distância euclidiana no espaço bidimensional criado pelas variáveis simuladas:

$$\mathcal{L}[E|H] = 1 - \sqrt{(1 - \mathcal{L}[Q])^2 + (1 - \mathcal{L}[ET])^2} \quad (2.22)$$

Onde  $\mathcal{L}[E|H]$  é a verossimilhança informal do modelo  $H$  dado o conjunto de observações  $E$ ;  $\mathcal{L}[Q]$  é a verossimilhança informal da vazão, e;  $\mathcal{L}[ET]$  é a verossimilhança informal da evapotranspiração. Ambas as verossimilhanças de cada processo foram determinadas a partir da Eficiência de Kling-Gupta (KGE). Com isso, a maximização da fórmula proposta exige que soluções com alta verossimilhança sejam encontradas em ambas as dimensões da vazão e da evapotranspiração.

## 2.7 Resumo do capítulo

2005 Neste capítulo, apresentei a modelagem como um processo de aprendizado, em que percepções são refinadas até se transformarem em modelos computacionais. A discussão sobre a representação ressaltou as idealizações e analogias como ferramentas para tornar os sistemas-alvo compreensíveis. A modelagem hidrológica, assim, foi tratada como um exemplo, destacando a importância de identificar pontos de alavancagem para influenciar respostas hidrológicas. Por 2010 fim, o capítulo enfatizou a importância de diagnósticos, garantindo que modelos sejam tanto tecnicamente sólidos quanto aplicáveis na prática.

■ **A modelagem é um processo de aprendizado.** Na Hidrologia, isso consiste num ciclo iterativo que aprendizado que se inicia no modelo perceptual (impressões subjetivas), passa por um modelo conceitual (expressões objetivas) e se realiza em um modelo pro- 2015 cedural (computação). Uma etapa de diagnóstico das adequações fecha o ciclo, revisando métodos, teorias e percepções.

■ **O problema da representação.** Idealizações são simplificações deliberadas usadas para ser tornar o sistema-alvo palpável. Modelos de escala reduzida ou aumentada são idea- 2020 lizações na forma de cópias dos sistemas-alvo. Por outro lado, modelos analógicos são analogias formais. De uma forma ou de outra, a inferência analógica é empregada.

■ **Sistemas são um paradigma ontológico.** Sistemas são um conjunto de partes com relações entre si. Das relações emergem comportamentos estáveis ou instáveis. Esse é um paradigma Aristotélico que faz da *forma* o elemento unificador do objeto. Ludwig von Bertalanffy propõe a Teoria Geral dos Sistemas como uma unificação da Ciência. O 2025 caos determinístico e irreducibilidade computacional impõe desafios para a capacidade preditiva de teorias sistêmicas.

■ **A estrutura define o comportamento.** A Dinâmica de Sistemas é uma disciplina apli- cada em que o objetivo da modelagem é entender modos de comportamento e identificar 2030 pontos de alavancagem em sistemas para tomar melhores decisões. A arquitetura de compartimentos permite modelar níveis que são conectados por fluxos materiais e laços de retroação. Parâmetros atuam nas equações de fluxo, regulando os níveis. O sistema é resolvido numericamente pelo método de Euler, fazendo comportamentos complexos e não-lineares emergirem a partir das simulações.

■ **Respostas hidrológicas rápidas e lentas.** Um modelo hidrológico é criado com fins 2035 exploratórios. São introduzidos os conceitos de resposta hidrológica lenta e rápida. Três reservatórios interagem a partir de duas equações básicas de fluxo reguladas por seis parâmetros. O modelo demonstra a equifinalidade, com respostas lentas produzidas por mais de um mecanismo. É possível se avaliar onde atuar no sistema de forma se maximizar a disponibilidade hídrica, reduzindo a dominância de respostas rápidas

■ **Diagnóstico de adequações.** John Sterman sustenta que a adequação de modelos deve 2040 ser testada em aspectos conceituais, técnicos, comportamentais e práticos. O teste da adequação empírica, ainda que crucial, deve integrar outras avaliações: a adequação da fronteira; a adequação da estrutura; a consistência dimensional; a distribuição dos parâmetros; estudos comparativos; erro de integração; condições extremas; sensibilidade; 2045 anomalias; surpresas e impactos práticos. Um modelo inadequado empiricamente com impactos práticos é prejudicial; mas um modelo adequado empiricamente sem impacto prático é desprovido de sentido.





O manto do solo atua como um reservatório natural para a água da chuva, armazenando-a nas suas cavidades internas. A fauna e a flora, ao escavarem macroporos, não só abrem caminhos para a infiltração da água, como também aceleram a sua liberação, especialmente nos horizontes superiores.

## Capítulo 3

### A compreensão de processos hidrológicos

A afirmação ou suposição de que todas as enchentes são causadas por enxurradas superficiais tem persistido em artigos e até mesmo em alguns livros-texto de hidrologia, apesar de muitas evidências em contrário nas pesquisas florestais e agrícolas.

---

Hewlett & Hibbert (1967, p. 275) [81]

Uma caixa, objetivamente definida por dinâmicas distintas de água subterrânea, química da solução do solo ou composição isotópica, com área, profundidade e porosidade definidas, é um bloco de modelagem muito melhor do que uma infinidade de elementos em paisagens que são notoriamente heterogêneas tanto vertical quanto lateralmente!

---

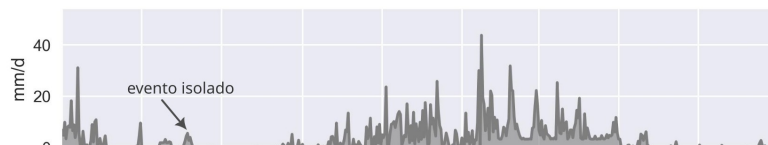
Jeffrey McDonnell (2003, p. 1872) [82]

#### 2050 3.1 Bacias de ordem zero

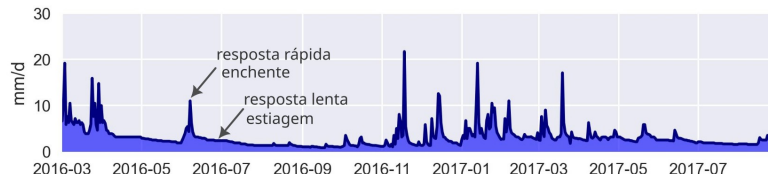
A **Hidrologia** é a ciência que estuda as águas continentais, buscando entender como a água se distribui nos continentes depois de se precipitar da atmosfera e antes de retornar aos oceanos [83]. Em outras palavras, a Hidrologia investiga como o **ciclo hidrológico** se manifesta em sua fase terrestre, em contraste com a Meteorologia (que se foca na atmosfera) ou Oceanologia (que estuda os oceanos). Ao ponderar sobre isso, é fácil imaginar grandes rios, como o Amazonas e o Paraná, além de outros notáveis como o Danúbio, o Nilo, o Amarelo, o Indo, o Ganges e o Mississípi. No caso do Brasil, surgem imagens de uma natureza exuberante, incluindo as vastas várzeas amazônicas e pantaneiras, assim como as espetaculares cataratas do rio Iguaçu. Também emergem visões relacionadas à intervenção humana em larga escala, como o complexo hidrelétrico, com suas barragens espalhadas pelo País, e os grandes projetos de transposição e irrigação, exemplificados pelos reservatórios na Serra da Cantareira, a transposição do Rio São Francisco e os pivôs centrais na bacia do Rio São Marcos. As recentes inundações que devastaram as cidades localizadas nos vales fluviais do Rio Grande do Sul, ilustram também

**a** respostas hidrológicas

*i* entrada: chuva



*ii* saída: escoamento



**b** hidrologia na escala de bacias

*i*



*ii*



**c** hidrologia na escala de encostas

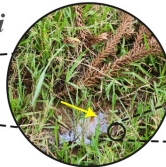
*i*



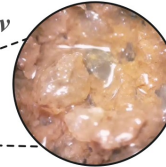
*ii*



*iii*



*iv*



**Figura 3.1 — Encostas: onde tudo começa.** A escala mais intuitiva quando se pensa em processos hidrológicos é o escoamento da água em rios, que são canais que drenam as águas para o oceano. Mas as respostas hidrológicas aos eventos de chuva originam-se nas encostas, nas bacias de ordem zero, onde a chuva interage com a paisagem. **a** — A alternância entre respostas rápidas (enchentes, detalhe *i*) e respostas lentas (estiagens, detalhe *ii*), observada em uma área de drenagem de médio porte na bacia Paraíba do Sul (342 km<sup>2</sup>, Rio de Janeiro). Chuva diária obtida pela Estação INMET 83738 (Resende) e vazão diária obtida pela Estação ANA 58287000 (Rialto). **b** — Os processos hidrológicos evidentes na escala das bacias incluem a propagação do escoamento pela rede de drenagem, morro abaixo (detalhe *i*) e as inundações das planícies, quando o escoamento dos rios extravasa a seção maior dos canais, invadindo os terrenos secos adjacentes (detalhe *ii*). **c** — A água que abastece o escoamento dos rios advém da interação das chuvas com as encostas (detalhe *i*), resultando em processos na superfície (como a interceptação, no detalhe *ii*) e abaixo da superfície (como a saturação do solo, detalhes *iii* e *iv*).

que os rios são cruciais não somente para a produção de energia e de alimentos, mas também para a garantia da saúde básica e segurança física dos habitantes de vastas metrópoles urbanas. Nessa linha, não é raro que livros didáticos de Hidrologia mencionem como as primeiras cidades-estado, surgidas na Mesopotâmia e no Egito, desenvolveram uma relação quase que simbiótica com grandes rios e suas planícies inundáveis. Água e sociedade estão intimamente ligadas.

Essa interpretação intuitiva da Hidrologia, no entanto, resulta de duas percepções particulares. A primeira delas é o **viés de engenharia** que permeia a Hidrologia, que desde sempre é marcada por uma **dualidade ciência-gestão**. Essa dualidade implica que a Hidrologia existe em uma interface fluida entre a investigação teórica sobre a natureza (problemas



importantes para o conhecimento humano) e a solução prática de impasses sociais, ambientais e econômicos (problemas *urgentes* para as pessoas). James Dooge (1988) [84] sustenta que o campo nasceu de forma relativamente distinta de outras disciplinas científicas, como a Física ou Biologia, sendo essencialmente pragmática em sua formação. Ao longo da História, os problemas hidrológicos em geral se apresentavam diretamente de sua aplicação, para então novos dados serem obtidos e, por fim, algum conhecimento ser produzido. Como exemplo, Dooge ilustra que, de acordo com Plínio O Velho (24-79 DC), o nível do Rio Nilo era medido na Antiguidade não em termos de vazão, mas em uma escala do impacto socioeconômico implicado: fome (nível baixo), segurança (nível médio) e desastre (acima da cota de inundação). Nessa linha, Murugesu Sivapalan e Günter Blösch sugerem que o campo evoluiu de uma fase baseada em métodos de engenharia reducionistas e pragmáticos (Era Empírica), para tornar-se durante o século XX uma Ciência da Terra (Era da Geociência), holística e integradora, fundindo-se com ramos importantes da Geografia Física, Geologia, Pedologia, Ecologia e, recentemente, da Sociologia (Era da Co-evolução) [85], [86]. Ou seja, a Hidrologia afirma-se cada vez mais como uma ciência interdisciplinar que vê o ciclo hidrológico em sua fase terrestre como um produto de diversas interações e dinâmicas ecológicas, econômicas, sociais, etc. A segunda percepção é o **viés fluvialista** que domina o campo, em especial em lugares atravessados por grandes rios, como é o caso do Brasil, dos Estados Unidos, da China e da Europa Central. Essa visão direciona os estudos hidrológicos para problemas essencialmente hidráulicos em escala continental, tais como a propagação de vazão nos canais da rede de drenagem, a inundação das planícies adjacentes e, com o advento do sensoriamento remoto, do balanço hídrico continental. A eficiência de atividades econômicas como a produção de energia elétrica, navegação, saneamento básico, irrigação, etc, dependem fundamentalmente desse tipo e conhecimento. Esse viés faz sentido em boa parte dos continentes, mas possui um peso menor em regiões dominadas por rios de pequeno e médio porte, como nos arquipélagos do Japão, da Nova Zelândia e nas Ilhas Britânicas. A perspectiva fluvialista é ilustrada pela impressão relatada por um hidrólogo brasileiro em uma visita ao Reino Unido:

Quando eu estava na Inglaterra, fui conhecer uma certa estação fluviométrica de referência em um rio famoso na região. Falavam do tal rio o tempo todo, mas quando cheguei no local, fiquei um tanto perplexo e decepcionado. Aquilo não era um rio: era uma sanga. Com algum impulso, era possível até mesmo pular na outra margem. – Walter Collischonn (2023, em comunicação pessoal).

Com a ação desses dois vieses, é um tanto fácil esquecer de que a água só escoar nos rios como consequência dos processos que ocorrem nas encostas dos morros e, em última instância, no perfil vertical que começa no dossel da vegetação, passa pela superfície e horizontes do solo e termina no embasamento subterrâneo de rocha. A propagação do escoamento pelos canais e as inundações de planícies nada mais são que processos de transporte e dissipação das enchentes produzidas pela interação das chuvas com o terreno mais alto e montanhoso da paisagem. Essa importância da *escala da encosta* foi ressaltada inicialmente no Japão por Tsukamoto (1973) [87] no início dos anos 70, que ampliou a hierarquização sistemática de canais proposta por Strahler (1957) [88] ao introduzir o conceito de **bacia de ordem zero** (em japonês: 0 次 谷). Ainda que a ênfase de Tsukamoto nas encostas e talvegues do terreno avance sobre questões específicas de erosão e produção de sedimentos, é evidente a sua importância primordial no ciclo hidrológico. Como ilustrado na Figura 3.1, é nas bacias de ordem zero onde tudo começa. A alternância entre enchentes e estiagens, observação primordial na Hidrologia (Figura 3.1a), não se origina pela propagação da água rio abaixo, ou pela inundação de planícies (Figura 3.1b), mas pela interação das chuvas com a paisagem, na escala das encostas (Figura 3.1c). Nessa mesma linha, Mediondo & Tucci (1997) [89] utilizam o termo **bacia de vertente**, que eles também defendem ser o ponto de partida para entender a diversidade de processos hidrológicos, com reflexos tanto na micro quanto na macroescala. Utilizarei aqui o termo bacia

2125 de ordem zero, considerando que, de acordo com Godoy *et al.* (2021) [90], esse termo se popularizou na literatura internacional.

A Tabela 3.1 organiza a nomenclatura sobre os processos hidrológicos que ocorrem nas encostas e talvegues do terreno, a serem explorados com mais detalhe neste capítulo. Ainda que relevantes na teoria, seria essa diversidade toda relevante *na prática*? Ao se considerar a aplicação de modelos hidrológicos para ajudar na tomada de decisão e formulação de estratégias de alavancagem, o quanto a complexidade que existe nas bacias de ordem zero pode ser simplificada ou mesmo negligenciada? Afinal, como vimos no Capítulo 2, a modelagem de sistemas precisa fazer uso de idealizações, que são simplificações deliberadas para tornar o sistema-alvo mais palpável. Além disso, diante de rios que percorrem distâncias continentais, os detalhes mínimos sobre os processos hidrológicos nas bacias de ordem zero acabam por perder qualquer sentido prático. A mera confluência de dois rios de médio porte ou uma inundação de planície pode apagar completamente a assinatura hidrológica deixada por alguma característica típica produzida pelos processos nas encostas. A massa de água e de sedimentos, energia e momento necessariamente se preservam pelas leis da conservação, mas informações detalhadas são progressivamente atenuadas e misturadas no grande caudal que se desloca para o oceano. Nesse sentido, desde que um modelo apresente resultados quantitativos empiricamente adequados, os detalhes sobre os processos nas bacias de ordem zero seriam irrelevantes.

Esse *apelo para a simplificação* torna-se uma objeção sedutora, pois facilita em grande medida o processo de modelagem. Mas ele é apenas um reflexo do viés fluvialista: uma perspectiva que enquadra questões a serem compreendidas e problemas a serem resolvidos de montante para jusante, rio abaixo. Nessa linha, os modelos hidrológicos mais populares, ao menos no Brasil, como SWAT, HEC-HMS, MGB, SWMM, tratam as bacias de ordem zero como unidades herméticas, ou caixas-pretas, sendo impossível recuperar detalhes sobre os processos hidrológicos nas encostas e talvegues do terreno, a não ser em termos médios e agregados. No final das simulações computacionais, a visualização mais informativa possível é um mosaico de sub-bacias<sup>1</sup>. É claro que essa simplificação se justifica quando o objetivo de um dado estudo é compreender fenômenos e resolver problemas hidrológicos de jusante, ou seja, fluviais. Porém, para endereçar boa parte dos problemas relacionados com a segurança hídrica, como a revitalização de bacias hidrográficas, é necessário assumir um olhar de jusante para montante, encosta acima, representando com detalhes suficientes as bacias de ordem zero, pois é nessa escala que os processos relevantes acontecem e ações precisam ser especificadas. Para tanto, um modelo útil deve levar suficientemente a sério o que as teorias hidrológicas dizem sobre a geração de escoamento em bacias de ordem zero. Do contrário, corre-se o risco de se instanciar um modelo que não passa tanto no teste da adequação da fronteira quanto no teste da adequação da estrutura (ver Seção 2.6).

Dito isso, este capítulo marca o ponto em que passarei a articular como as teorias sobre as respostas hidrológicas em bacias de ordem zero podem ser veiculadas por modelos hidrológicos. Esse é um ponto crítico, pois aqui encontraremos todos os desafios e problemas filosóficos, científicos e técnicos expostos nos dois capítulos anteriores, mas agora sob um enfoque hidrológico. Os tópicos serão todos revisitados direta ou indiretamente, tais como a ascensão e queda de paradigmas, a refutação e confirmação de hipóteses, os problemas de estrutura, dimensionalidade e subdeterminação, etc. Em essência, se verá que a complexidade dos processos hidrológicos no solo e nas encostas trazidas por evidências empíricas, somada com a dificuldade de se obter observações diretas em uma bacia qualquer, torna qualquer tentativa de modelagem alicerçada em formalizações matemáticas contínuas e distribuídas no espaço um esforço desproporcional. Como veremos, uma solução unificadora para esse problema, proposta recentemente por Jeffrey McDonnell (2021) [91], consiste em adotar modelos

<sup>1</sup>Também é possível recuperar informações nas unidades de resposta hidrológica internas a cada sub-bacia. No entanto, como veremos adiante, essa representação é irremediavelmente estática, ao passo que os processos na escala de bacias de ordem zero são dinâmicos no tempo e no espaço.

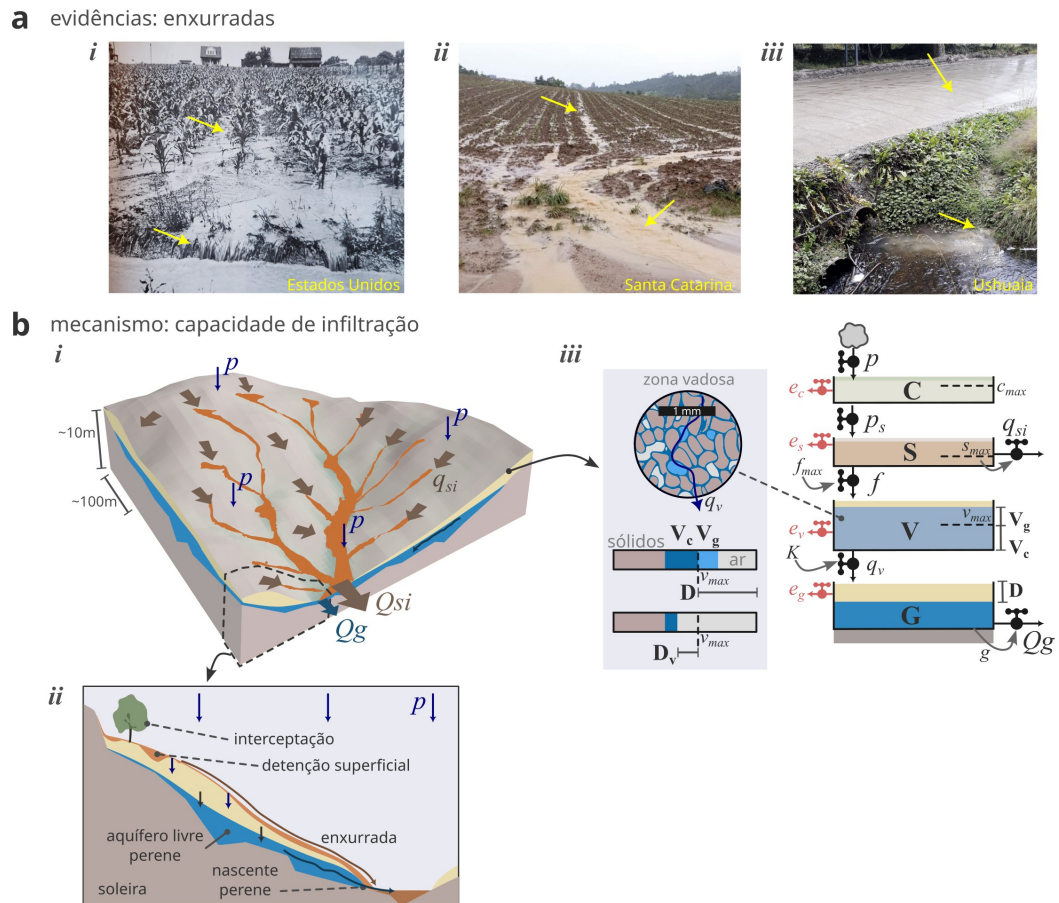
Componente	Nome	Dimensão	Unidade	Categoria
<b>C</b>	dossel da vegetação	L	mm	reservatório
<b>S</b>	superfície do solo	L	mm	reservatório
<b>O</b>	horizonte orgânico	L	mm	reservatório
<b>V</b>	zona vadosa, horizonte mineral	L	mm	reservatório
<b>V<sub>c</sub></b>	água capilar na zona vadosa	L	mm	reservatório
<b>V<sub>g</sub></b>	água gravitacional na zona vadosa	L	mm	reservatório
<b>D<sub>v</sub></b>	déficit capilar	L	mm	reservatório
<b>G</b>	zona freática	L	mm	reservatório
<b>D</b>	déficit de saturação	L	mm	reservatório
<i>p</i>	precipitação, chuva	L/T	mm/h	fluxo (exógeno)
<i>p<sub>s</sub></i>	chuva efetiva	L/T	mm/h	fluxo
<i>p<sub>x</sub></i>	chuva excedente	L/T	mm/h	fluxo
<i>Q</i>	vazão no rio, escoamento fluvial	L <sup>3</sup> /T	l/h	fluxo
<i>q</i>	vazão específica no rio, escoamento fluvial	L/T	mm/h	fluxo
<i>f</i>	infiltração	L/T	mm/h	fluxo
<i>q<sub>si</sub></i>	enxurrada, escoamento superficial por excesso de infiltração	L/T	mm/h	fluxo
<i>q<sub>se</sub></i>	chuva direta, escoamento superficial por excesso de saturação	L/T	mm/h	fluxo
<i>q<sub>ss</sub></i>	exfiltração, escoamento subsuperficial, escoamento lateral	L/T	mm/h	fluxo
<i>q<sub>o</sub></i>	percolação entre horizontes	L/T	mm/h	fluxo
<i>q<sub>v</sub></i>	recarga, percolação final	L/T	mm/h	fluxo
<i>Q<sub>g</sub></i>	escoamento de base, afloramento subterrâneo lento	L <sup>3</sup> /T	l/h	fluxo
<i>Q<sub>gt</sub></i>	escoamento translacional, afloramento subterrâneo rápido	L <sup>3</sup> /T	l/h	fluxo
<i>e<sub>pot</sub></i>	evapotranspiração potencial	L/T	mm/h	fluxo (exógeno)
<i>e<sub>c</sub></i>	evaporação no dossel	L/T	mm/h	fluxo
<i>e<sub>s</sub></i>	evaporação na superfície	L/T	mm/h	fluxo
<i>e<sub>o</sub></i>	transpiração no horizonte orgânico	L/T	mm/h	fluxo
<i>e<sub>v</sub></i>	transpiração na zona vadosa	L/T	mm/h	fluxo
<i>e<sub>g</sub></i>	transpiração na zona freática	L/T	mm/h	fluxo
<i>f<sub>max</sub></i>	capacidade de infiltração	L/T	mm/h	parâmetro
<i>K</i>	condutividade hidráulica	L/T	mm/h	parâmetro
<i>g</i>	tempo de detenção do aquífero	T	h	parâmetro
<i>c<sub>max</sub></i>	capacidade de interceptação	L	mm	parâmetro
<i>s<sub>max</sub></i>	capacidade de retenção superficial	L	mm	parâmetro
<i>o<sub>max</sub></i>	capacidade de campo do horizonte orgânico	L	mm	parâmetro
<i>v<sub>max</sub></i>	capacidade de campo do horizonte mineral	L	mm	parâmetro
<i>m</i>	constante de uniformidade vertical do solo	L	mm	parâmetro

**Tabela 3.1: Processos hidrológicos em bacias de ordem zero** — Relação de reservatórios, fluxos e parâmetros globais dos processos hidrológicos em bacias de ordem zero.

conceituais que representam *efetivamente* os processos de **conectividade** na escala que precisamos endereçar para responder nossas perguntas de pesquisa. Voltando à analogia da paisagem que introduzi no início desta tese, claramente estamos saindo dos vales estreitos de assuntos abstratos e filosóficos para adentrar em um campo mais aberto, de questões mais tangíveis e aplicadas. Aqui, os riachos das montanhas se unem, formando rios caudalosos que fluem por barras e barrancas.

## 3.2 A Era da infiltração

Na Seção 2.5 do capítulo anterior, organizei um protótipo de modelo hidrológico objetivando ilustrar e articular como que a Dinâmica de Sistemas pode ser empregada no processo de modelagem. O modelo conceitual obtido, mantido em uma condição minimalista, foi construído principalmente com base na percepção de que uma bacia hidrográfica apresenta **respostas rápidas e lentas** diante dos eventos de chuva, produzindo assim o fenômeno da alternância entre as **enchentes** e as **estiagens** nos rios [81]. Essa é uma percepção fundamental na Hidrologia: quando chove, os rios ficam agitados, a água fica mais turva, os níveis sobem (resposta rápida); entre uma chuva e outra, os rios se acalmam, a água fica mais limpa, os níveis descem (resposta lenta); se demorar muito tempo para chover de novo, os riachos menores começam a secar (o



**Figura 3.2 — O paradigma Hortoniano.** O paradigma Hortoniano explica a alternância entre enchentes e estiagens com base no conceito da capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo. **a** — As evidências empíricas motivadoras são as enxurradas superficiais observadas após as chuvas, quando a água não consegue se infiltrar: enxurrada nos Estados Unidos reportada pelo SCS [92] (detalhe *i*); enxurrada em Santa Catarina reportada pela EPAGRI [93] (detalhe *ii*), e; enxurrada de estrada rural em Ushuaia, de autoria própria (detalhe *iii*). **b** — A enxurrada  $q_{si}$  ocorre de forma generalizada na bacia (detalhe *i*) a partir do momento em que o fluxo de chuva supera a capacidade de interceptação  $c_{\max}$  e a capacidade de retenção superficial  $s_{\max}$  (detalhes *ii* e *iii*).

sistema tende a se esvaziar). Com algum rigor empírico, esse fenômeno em uma bacia hidrográfica qualquer pode ser medido e reproduzido em gráficos com o suporte de um pluviômetro e uma régua de nível. Com um pouco mais de rigor empírico, a percepção desse fenômeno fica mais apurada ao se fazer expedições de campo, observando a dinâmica espacial e temporal das nascentes e charcos (de onde a água subterrânea aflora lentamente) e das enxurradas rápidas (causadas pelas chuvas mais intensas).

No contexto de bacias de ordem zero, a teoria científica dominante hoje postula que as respostas hidrológicas aos eventos de chuva são a consequência de **múltiplos mecanismos de geração de escoamento**, superficiais e subterrâneos, tanto rápidos quanto lentos, simultâneos ou não, que serão descritos na próxima seção. Esses mecanismos foram revelados e corroborados por sucessivas investigações experimentais em pequenas bacias, encostas com trincheiras e parcelas de solo durante uma revolução científica na Hidrologia, que ocorreu ao longo da segunda metade do século XX. Antes dessa revolução, contudo, a explicação científica hegemônica para as respostas rápidas e lentas das encostas era baseada principalmente na teoria hidrológica de Robert Horton (1875-1945) [94], [95]. Uma vez publicado, o modelo perceptual descrito por Horton consolidou-se como um verdadeiro paradigma nos anos e décadas subsequentes, demarcando a chamada **Idade da Infiltração** — um longo período de ciência normal em que a comunidade científica desenvolveu pesquisas em frentes puras e aplicadas para articular as suas implicações [96], [97]. Ainda que finalmente suplantada por uma explicação

mais complexa, a teoria de Horton, por ser científica (isto é, falseável), contribuiu sobremaneira em elevar a Hidrologia de sua Era Empírica, focada em aplicações de engenharia, para ser entendida como uma Geociência, focada em explicar os fenômenos da natureza.

A ideia central do modelo perceptual de Horton é estabelecida no artigo *O papel da infiltração no ciclo hidrológico*<sup>2</sup> (1933) [94], em que o solo é concebido como uma *superfície separadora* da chuva: uma parte da água da chuva se infiltra nas encostas, alojando-se na matriz do solo, e outra parte escoia superficialmente em **enxurradas**, causando aumentos dramáticos na vazão dos rios, morro abaixo (Figura 3.2a). A **infiltração**  $f$ , assim, consistiria no processo-chave para se compreender o ciclo hidrológico na sua fase terrestre:

A infiltração divide a precipitação em duas partes, que posteriormente seguem caminhos diferentes através do ciclo hidrológico. Uma parte segue através da enxurrada  $q_{si}$  e dos canais dos rios até o oceano como escoamento fluvial; a outra parte vai inicialmente para o solo e daí através do fluxo de água subterrânea novamente para o rio ou é devolvida para o ar por processos evaporativos. Portanto, o solo atua como uma superfície separadora, e o autor acredita que vários problemas hidrológicos são simplificados ao começar por essa superfície e seguir o curso subsequente de cada parte da precipitação assim dividida, separadamente.<sup>3</sup> – Robert Horton (1933, p. 446–447) [94].

Para articular esse modelo perceptual, Horton instancia diversos fluxos, reservatórios e parâmetros importantes do sistema que representa a bacia de ordem zero. A Figura 3.2b, ilustra o sistema modelado (os fluxos de evapotranspiração em cada reservatório são denotados por  $E$ ). O fluxo primordial consiste na **chuva efetiva**  $p_s$ <sup>4</sup>, ou seja, o fluxo da chuva que de fato atinge o solo após a chuva  $p$  superar a capacidade de interceptação  $c_{\max}$  no dossel da vegetação  $C$ . O solo, por sua vez, consiste em uma matriz porosa de minerais sólidos que armazena água em filmes mantidos pela tensão superficial de suas partículas, formando assim a **zona vadosa**  $V$ <sup>5</sup>. acreção de água nos filmes nessa zona ocorre até um certo limite, que é a **capacidade de campo**  $v_{\max}$ <sup>6</sup> característica do solo. Essa água na zona vadosa  $V$ , que está presa aos poros, é denominada **água capilar**  $V_c$ . Além da capacidade de campo  $v_{\max}$ , os filmes de água nas partículas, ao se mesclarem, criam uma massa de água relativamente móvel, denominada de **água gravitacional**  $V_g$ . Essa água, então, percola verticalmente através dos poros pela ação da gravidade, formando uma **zona freática**  $G$  sobre a soleira impermeável, que é o embasamento de rocha sã (ou seja, essa zona forma um aquífero livre). Horton denomina de **recarga**  $q_v$ <sup>7</sup>, ou **percolação última**, o fluxo vertical de água da suspensão na zona vadosa  $V$  para o aquífero da zona freática  $G$ , processo que pode eventualmente aumentar o nível do lençol freático (aumentando, portanto, a carga hidráulica nesse sistema poroso). Nessa linha, o **déficit gravitacional**  $D$  consiste na quantidade de água gravitacional  $V_g$  na zona vadosa  $V$  necessária para se atingir a completa saturação do solo e, por consequência, o afloramento do lençol freático na superfície<sup>8</sup>. Aqui, o fluxo máximo da recarga  $q_v$  é limitado pela **condutividade hidráulica**  $K$  do solo: quanto mais próximo da saturação encostra-se a zona vadosa  $V$ , a percolação vertical tende a ser dominada pela carga hidráulica, vencendo a tensão superficial.

<sup>2</sup>Tradução livre de: *The role of infiltration in the hydrological cycle*

<sup>3</sup>Tradução livre de: *Infiltration divides rainfall into two parts, which thereafter pursue different courses through the hydrologic cycle. One part goes via overland flow and stream-channels to the sea as surface-runoff; the other goes initially into the soil and thence through ground-water flow again to the stream or else is returned to the air by evaporative processes. The soil therefore acts as a separating surface, and the author believes that various hydrologic problems are simplified by starting at this surface and pursuing the subsequent course of each part of the rainfall as so divided, separately.*

<sup>4</sup>Tradução livre de *ground-rainfall*.

<sup>5</sup>Tradução livre de *unsaturated zone*.

<sup>6</sup>Tradução livre de *field moisture-capacity*

<sup>7</sup>Tradução livre de *re-charge*.

<sup>8</sup>O déficit gravitacional  $D$  pode ser também interpretado como a capacidade gravitacional da zona vadosa, ou ainda a profundidade efetiva do lençol freático.



Nesse ponto, Horton apresenta um parâmetro crucial em seu modelo perceptual: a **capacidade de infiltração**  $f_{\max}$ , isto é, o fluxo máximo possível de infiltração que a superfície do solo oferece em um dado momento. É importante destacar que essa capacidade é um atributo da fina camada superficial do solo e, de acordo com Horton, tende a ser inferior à condutividade hidráulica  $K$  da matriz do solo, funcionando como um fator limitante crítico no sistema. Dessa forma, a água de uma chuva efetiva  $p_s$  com intensidade menor ou igual à capacidade de infiltração  $f_{\max}$  é completamente absorvida pela matriz do solo. Por outro lado, quando uma chuva efetiva  $p_s$  apresenta intensidade maior que a capacidade de infiltração  $f_{\max}$ , então a água da **chuva excedente**  $p_x$ <sup>9</sup> passa a preencher as pequenas depressões superficiais. Se a chuva excedente  $p_x$  persistir por tempo suficiente, a **capacidade de retenção superficial**  $s_{\max}$ <sup>10</sup> é superada, e então se inicia o processo de enxurrada  $q_{si}$ , ou **escoamento superficial por excesso de infiltração**<sup>11</sup>, onde a água da chuva escoar pelos sulcos e ravinas morro abaixo até atingir os canais dos riachos.

A capacidade de infiltração  $f_{\max}$  depende do tipo de solo, de sua textura e das práticas de manejo empregadas, o que implica em uma variabilidade na resposta de diferentes bacias, mesmo quando submetidas a eventos de chuva idênticos. Além da variabilidade espacial, Horton argumenta que a capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo varia ao longo do tempo, oscilando dinamicamente entre extremos da capacidade mínima e máxima, em um **ciclo de decaimento e restauração** (Figura 3.3a). Nesse ciclo, a fase de decaimento ocorre durante os eventos de chuva em função da expansão de partículas coloidais, da colmatação por partículas finas e da compressão causada pelo impacto das gotas de chuva. Por outro lado, a fase de restauração ocorre durante os períodos de tempo seco, à medida que se abrem novas fissuras e poros pela retração das partículas coloidais, dilatações por diferenças de temperatura e pela atividade da fauna do solo, como insetos e minhocas. Com essa concepção, espera-se que uma chuva longa, mesmo que de relativa baixa intensidade, eventualmente produza enxurrada  $q_{si}$  se o decaimento em curso levar a capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo para um valor *abaixo* da intensidade da chuva efetiva  $p_s$ . Além disso, esse conceito introduz o efeito das **condições de umidade antecedentes**, como a diferença nas respostas entre o início e o final de uma estação chuvosa ou durante a entrada de uma frente fria com chuvas persistentes. Nesse caso, e se a velocidade de restauração da capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo for relativamente lenta, as chuvas subsequentes, mesmo que *menos* intensas, tendem a produzir *mais* enxurrada  $q_{si}$  do que as chuvas iniciais. Em outras palavras, o comportamento do sistema torna-se altamente não-linear.

Com a teoria sobre o papel da infiltração no ciclo hidrológico, Horton então avança para explicar definitivamente o fenômeno das enchentes<sup>12</sup> observada nos rios, propondo um método de separação do hidrograma (Figura 3.3b). Com esse objetivo, ele sustenta que o escoamento fluvial<sup>13</sup> consiste em duas componentes de fluxo separáveis: (1) o fluxo de água subterrânea<sup>14</sup>, que é uma resposta lenta do afloramento do aquífero livre, e; (2) o fluxo do escoamento superficial<sup>15</sup>, que é uma resposta rápida das enxurradas produzidas nas encostas. As duas respostas são controladas, em todo ou em parte, pela capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo:

De acordo com esta teoria, o escoamento fluvial total consiste em duas partes: (1) Escoamento superficial, que depende da quantidade de precipitação, da intensidade da chuva e da capacidade de infiltração  $f_{\max}$  e é praticamente independente da taxa de evaporação. (2) Escoamento de água subterrânea. Este

<sup>9</sup>Tradução livre de *rainfall-excess*.

<sup>10</sup>Tradução livre de *detention-storage*.

<sup>11</sup>Essa nomenclatura objetiva evitar confusões futuras, ainda que o termo original de Horton seja simplesmente “escoamento superficial” (*surface-runoff*).

<sup>12</sup>Tradução livre de *stream rises*.

<sup>13</sup>Tradução livre de *total runoff*.

<sup>14</sup>Tradução livre de *ground-water runoff*.

<sup>15</sup>Tradução livre de *surface-runoff*.

2295

depende de (a) infiltração total e, portanto, indiretamente dos mesmos fatores que controlam a enxurrada  $q_{si}$  e também depende de (b) atividade vegetal e evaporação, que em parte determinam as perdas de água, e de (c) as complexas inter-relações entre capacidade de infiltração  $f_{\max}$ , capacidade de campo  $v_{\max}$  do solo, atividade vegetal e recarga  $q_v$  do aquífero.<sup>16</sup> – Robert Horton (1933, p. 454) [94].

2300

2305

2310

2315

2320

2325

Assumindo que a zona freática **G**, o aquífero livre, funciona como um reservatório linear, a **curva de recessão**<sup>17</sup> do escoamento de base  $Q_g$ , ou fluxo de afloramento, consiste em uma típica curva de decaimento exponencial do tipo  $Q_g = Q_{g,o}e^{-t/g}$ . Essa curva é uma característica física e o tempo de detenção do aquífero  $g$  pode ser extraído de hidrogramas durante os períodos de estiagem nos quais as perdas de água por evapotranspiração são mínimas (por exemplo, nos meses mais frios em locais de clima temperado e subtropicais). Uma vez obtida, a curva de recessão pode ser deslocada horizontalmente no hidrograma, permitindo-se separar a componente superficial da vazão fluvial da contribuição puramente subterrânea. Com isso, Horton propõe que existem quatro tipologias possíveis de resposta hidrológica diante dos eventos de chuva. A resposta **Tipo 0** ocorre quando a intensidade da chuva efetiva  $p_s$  é inferior à capacidade de infiltração  $f_{\max}$  e o total de água infiltrada é inferior ao déficit capilar **D<sub>v</sub>** (*não* há enxurrada  $q_{si}$  e *não* há recarga). Nessa situação, mesmo que tenha chovido, não há mudança detectável na curva de recessão do rio. A resposta **Tipo 1**, por sua vez, ocorre quando a intensidade da chuva efetiva  $p_s$  é inferior à capacidade de infiltração  $f_{\max}$ , mas o total de água infiltrada é superior ao déficit capilar **D<sub>v</sub>** (*não* há enxurrada  $q_{si}$  mas *ocorre* recarga  $q_v$  do aquífero). Nesse caso, a curva de recessão é deslocada, dependendo de quanto a recarga  $q_v$  é superior (ou inferior) ao fluxo de afloramento, podendo inclusive produzir um pulso (relativamente lento) na vazão do rio puramente pelo aumento da carga hidráulica no sistema aquífero. A resposta **Tipo 2** ocorre quando a intensidade da chuva efetiva  $p_s$  é superior à capacidade de infiltração  $f_{\max}$  e o total infiltrado é muito baixo, inferior ao déficit capilar **D<sub>v</sub>** (*ocorre* enxurrada  $q_{si}$  mas *não* ocorre recarga  $q_v$  do aquífero). Esse tipo de resposta consiste em um pulso rápido de água da enxurrada superficial sobreposto à curva de recessão que se desenvolvia antes do evento. Por fim, a resposta **Tipo 3** acontece quando as duas respostas, rápida e lenta, ocorrem simultaneamente: tanto a enxurrada  $q_{si}$  quanto a recarga  $q_v$  do aquífero se manifestam na forma de pulsos sobrepostos. Essas quatro tipologias ilustram a complexidade que emerge a partir do modelo perceptual de Horton, proporcionando grande margem para explicações sobre as enchentes, que variam de acordo com as características da superfície, do solo, do subsolo, das chuvas e das condições antecedentes de umidade.

2330

2335

Diante desse modelo perceptual, diversos modelos conceituais foram então desenvolvidos por abordagens físicas (quando princípios físicos são aplicados *a priori*) e empíricas (quando equações são ajustadas aos dados *a posteriori*) [98]. Na linha da abordagem física, destacam-se os avanços de Philip (1957) [99], que arquitetou os fundamentos de uma teoria matematicamente formal da infiltração como um caso especial da equação de Darcy-Richards, ou seja, do movimento da água em um meio poroso não saturado. Pelo lado empírico, o próprio Robert Horton manteve uma linha de pesquisa aplicada, propondo um modelo conceitual de decaimento exponencial para a capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo [100]. Com isso, a produção de curvas de infiltração padronizadas experimentalmente viabilizou uma técnica mais sofisticada para se estimar o total de enxurrada  $q_{si}$ , em contraste com o método racional, que é baseado em um simples coeficiente de escoamento [96]. Outro método empírico de grande

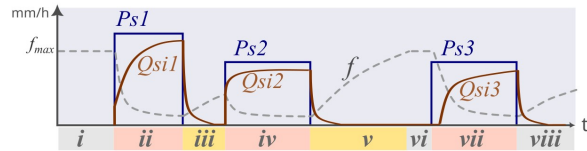
<sup>16</sup>Tradução livre de: *In accordance with this theory, total runoff consists of two parts: (1) Surface-runoff, which is dependent on rainfall-amount, rain-intensity, and infiltration-capacity and is practically independent of evaporation-rate. (2) Ground-water runoff. This is dependent on (a) total infiltration and hence indirectly on the same factors which control surface-runoff and is also dependent on (b) vegetational activity and evaporation, which in part determine the water losses, and on (c) the complex interrelations between infiltration-capacity, field moisture-capacity, vegetational activity, and accretion to the water-table.*

<sup>17</sup>Tradução livre de *normal depletion curve*.

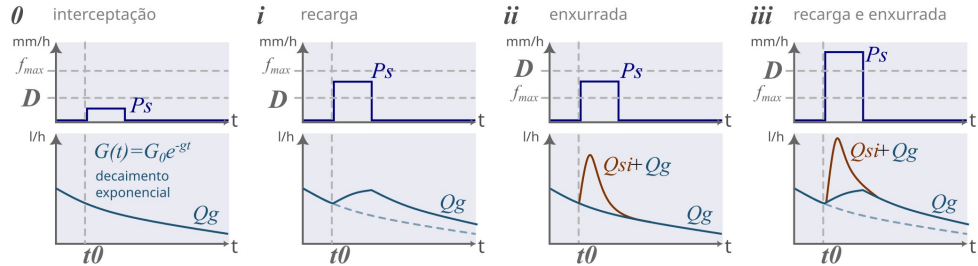


**a** ciclo da capacidade de infiltração

capacidade de infiltração máxima  $f_{\max}$   
 processo de decaimento  $f$   
 processo de restauração  $f$

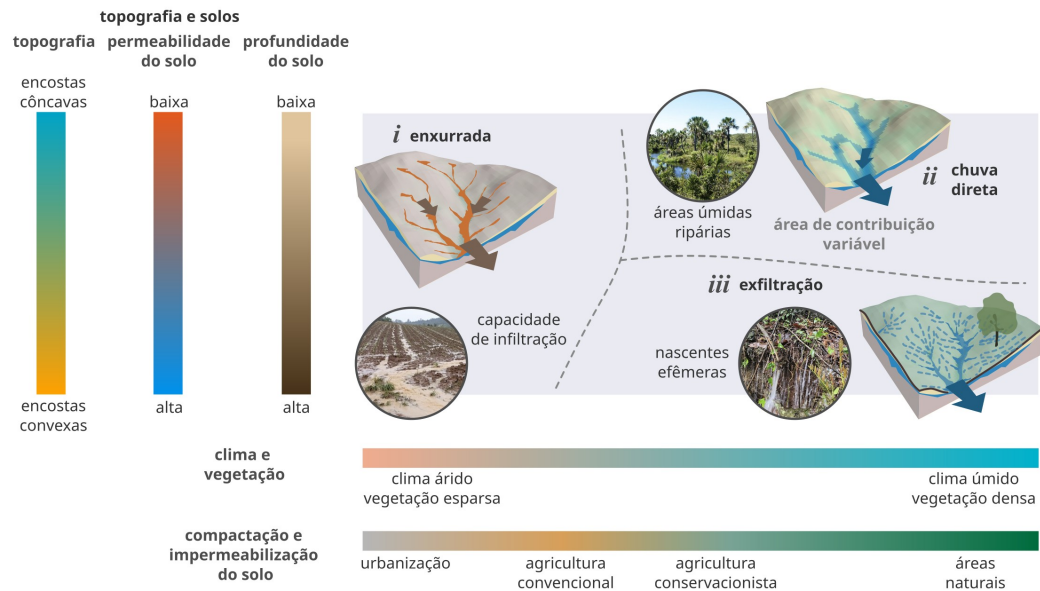


**b** tipologias de resposta hidrológica



**Figura 3.3 — Implicações do modelo Hortoniano.** **a** — A capacidade de infiltração  $f$  passa por ciclos de decaimento e restauração, gerando não-linearidades, como o fato de chuvas idênticas ( $P_{s,2}$  e  $P_{s,3}$ ) produzirem respostas rápidas diferentes ( $Q_{si,2}$  e  $Q_{si,3}$ ) (detalhes iv e vii). **b** — É possível também deduzir diferentes tipologias de resposta hidrológica: Tipo 0, quando a chuva não produz recarga nem enxurrada (sem resposta, detalhe 0); Tipo 1, quando a chuva produz apenas recarga (resposta lenta, detalhe i); Tipo 2, quando a chuva produz apenas enxurrada (resposta rápida, detalhe ii); e Tipo 3, quando a chuva produz tanto uma resposta lenta quanto rápida (detalhe iii).

influência prática produzido nesse contexto foi o **Método Curve Number (CN)**, que foi desenvolvido pelo *Soil Conservation Service (SCS)*<sup>18</sup> em 1954 e apresentado como uma diretriz técnica nas décadas seguintes. De acordo com Rallison & Miller (1981) [101], o método CN do SCS surgiu levando em conta os resultados de pesquisas experimentais em pequenas bacias, mas foi principalmente motivado pela aprovação de uma legislação de proteção ambiental nos Estados Unidos. Consta que Horton foi consultor do SCS, mas o seu método das curvas de infiltração não teve muito sucesso, cedendo lugar à abordagem agregada de Mockus (1949) [102], que avalia a relação entre os totais de chuva e escoamento para eventos individuais. Justificada por essas evidências, a equação do método CN<sup>19</sup> busca expressar a suposta *transição* de uma resposta *não-linear* (quando a infiltração e retenção superficial dominam o balanço de água superficial) para uma resposta *linear* (quando a intensidade da chuva efetiva  $p_s$  é superior à capacidade de infiltração  $f_{\max}$  e retenção superficial). O parâmetro CN, nesse sentido, calibra o efeito da não-linearidade para diferentes tipos de solo, coberturas, práticas de manejo e condições antecedentes de umidade. Rallison & Miller apontam que a escolha dessa abordagem pelo SCS teve um forte viés de conveniência, pois os dados utilizados estavam prontamente disponíveis em escala nacional (nos Estados Unidos). Não obstante, a essência do método CN reproduz o modelo perceptual de Horton, pois a enxurrada  $q_{si}$  é tido como a única resposta rápida da bacia hidrográfica e é determinada pela estimativa da chuva excedente  $p_x$ .



**Figura 3.4 — Diferenciação dos mecanismos de resposta rápida.** Visão esquemática proposta por Thomas Dunne (1983) [103] sobre o novo paradigma dos mecanismos de respostas rápidas em bacias de ordem zero. As enxurradas, tidas como o único mecanismo no paradigma Hortoniano, foram reservadas para condições especiais de climas áridos ou ambientes antropizados, como lavouras ou cidades, onde a capacidade de infiltração do solo é muito baixa (detalhe i). Pelo menos dois novos mecanismos são diferenciados: respostas rápidas por excesso de saturação, ou chuva direta sobre áreas úmidas ripárias (detalhe ii), e; respostas rápidas por exfiltração em nascentes efêmeras, dominantes em solos mais profundos e estruturados com macroporos (detalhe iii).

### 2355 3.3 A Era da diferenciação

Na Seção 1.5 ressaltai que, segundo Thomas Kuhn, o sucesso de uma teoria científica está principalmente associado com a sua *competitividade* em relação a outras ideias que circulam pela comunidade científica. Assim, uma teoria tende a se estabelecer como o paradigma hegemônico quando ela é eficiente tanto em explicar os fenômenos conhecidos quanto em abrir frentes de investigação promissoras para as novas gerações de pesquisadores. Na ausência de teorias concorrentes estruturadas nesse sentido, o modelo perceptual de Horton para explicar as respostas hidrológicas rápidas e lentas entregou esses dois atributos para uma comunidade científica fortemente marcada pelo viés de engenharia e pelo viés fluvialista. Essas duas características possuem um efeito de blindar as percepções que tecnicamente são irrelevantes para solucionar os típicos problemas de jusante, pois não precisam dos detalhes sobre o que acontece nas bacias de ordem zero<sup>20</sup>. O modelo Hortoniano, mesmo que parcial ou completamente incorreto, não impediu que fossem feitas boas estimativas de vazões de projeto para pontes, barragens, balanço hídrico em grandes bacias, etc. Afinal, a equifinalidade dos sistemas permite que comportamentos semelhantes se manifestem a partir de mecânicas distintas (até o dia que todos são surpreendidos). No âmbito estritamente técnico, em certa medida, o desenvolvimento do método CN pelo SCS *perpetuou* as ideias da Idade da Infiltração, sendo geralmente o método básico exigido ou aceito por diretrizes técnicas em projetos de engenharia

<sup>18</sup> Atual *United States Department of Agriculture* (USDA)

<sup>19</sup> A equação do método SCS é dada por:  $R = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)}$ , em que  $R$  (mm) é a enxurrada  $q_{si}$  total, equivalente à chuva excedente  $p_x$ ;  $P$  é a chuva total (mm);  $S$  (mm) é a capacidade de retenção superficial  $s_{max}$ , calculada pelo parâmetro CN:  $S = \frac{1000}{CN} - 10$ , e;  $I_a$  (mm) são as abstrações iniciais (incluindo infiltração e interceptação), calculada ao se assumir que  $I_a = 0.2S$ . De acordo com Rallison & Miller (1981) [101], a equação emerge do balanço hídrico da chuva efetiva  $p_e$ , e segundo a premissa de que a razão entre enxurrada  $q_{si}$  e chuva efetiva  $(P - I_a)$  é a mesma que a razão entre a retenção superficial ( $F$ ) e a capacidade de retenção ( $S$ ), ou seja:  $Q/(P - I_a) = F/S$ . Talvez o método CN pareça menos arbitrário se os dados de Mockus e Sherman forem interpretados como a marca de um processo de saturação superficial, o que resulta em uma equação homóloga.

<sup>20</sup> Ironicamente, era exatamente esse o objetivo do SCS – proteger o solo nas encostas.

e o principal módulo de geração de escoamento em diversos modelos hidrológicos distribuídos em *softwares*, como o SWAT e SWMM<sup>21</sup>.

2375 Apesar de que talvez o paradigma da infiltração tenha se consolidado simplesmente  
pela falta de competidores, a sua crise esteve presente desde a sua formação, nos anos 1930 e  
1940. Por exemplo, os dados de intensidade de chuva e capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo  
medidos pelo próprio laboratório de Robert Horton sugerem que é muito *improvável* que ele  
mesmo tenha observado enxurrada  $q_{si}$  generalizada na sua bacia experimental em La Grange  
2380 Brook (14.4 ha, Nova Iorque) [104]. Os dados do laboratório, avaliados por Keith Beven,  
indicam que o solo nas principais coberturas da bacia (campos e pomares) apresentava uma  
capacidade de infiltração  $f_{\max}$  relativamente alta diante das chuvas registradas. Na verdade, a  
conciliação entre as medições feitas por Horton da capacidade de infiltração  $f_{\max}$  do solo *in*  
*situ*, o **valor de campo**, com estimativas na escala de bacia, o **valor efetivo**, possivelmente  
2385 nunca fizeram muito sentido entre si, exigindo numerosas hipóteses auxiliares e premissas de  
negligência (o **problema da escala**, que veremos adiante). Isso ficou claro no artigo de Betson  
(1964) [105], que conseguiu excelentes ajustes de um modelo conceitual aos dados observados  
somente após *relaxar* o modelo Hortoniano, implicando um conceito **área de contribuição**  
**parcial** de escoamento superficial<sup>22</sup>. Ainda que estatisticamente bem ajustados, os resulta-  
2390 dos insinuavam que uma fração pequena e relativamente constante nas bacias no vale do Rio  
Tennessee produziam enxurrada  $q_{si}$  (bacias entre 500 ha até 8,4 km<sup>2</sup>, Carolina do Norte).

Mas foi ao longo da década de 1960 que a Idade da Infiltração encontrou sua crise  
derradeira no âmbito científico. Não por acaso, esse período testemunhou a **Década Hidro-**  
**lógica Internacional** (1965-1974), um programa das Nações Unidas (UNESCO) desenvolvido  
2395 com o objetivo de promover a pesquisa na Hidrologia. A revolução nas percepções da co-  
munidade científica ocorreu após uma profusão de evidências empíricas acumularem-se na  
literatura, relatando a observação de novos mecanismos de resposta hidrológica das encostas,  
que serão descritas nas próximas seções. Pode-se resumir o advento de pelo menos três novos  
mecanismos de resposta rápida (ou potencialmente rápida) além daquele postulado por Horton:  
2400 (1) **exfiltração**  $q_{ss}$ <sup>23</sup>; (2) **chuva direta**  $q_{se}$ <sup>24</sup>, e; (3) **escoamento translacional**  $Q_{gt}$ <sup>25</sup>. Os dois  
primeiros se referem à água nova da chuva que contribui para as enchentes. O último consiste  
na água velha armazenada no subsolo, que também contribui para a resposta rápida (com taxas  
de prevalências surpreendentes). A nomenclatura sobre esses mecanismos é um tanto confusa  
na literatura ainda hoje, talvez em consequência do fato da água não ter um rótulo visível, o que  
2405 dificulta a diferenciação fora de contexto (por exemplo, o afloramento da água em nascentes  
pode ser tanto uma resposta lenta quanto rápida). Em contraste com o modelo Hortoniano, es-  
sas respostas rápidas incluem rotas superficiais e subterrâneas controladas por outras partes do  
sistema além da camada superficial do solo, como a **macroporosidade** (caminhos preferenciais  
laterais e verticais no solo) e a topografia (padrões dinâmicos de saturação do solo). Em essên-  
2410 cia, as evidências empíricas na segunda metade do século XX expuseram irreversivelmente a  
complexidade dos processos em bacias de ordem zero.

Um marco para o início do fim da Idade da Infiltração foi o artigo de Mike Kirkby  
(1969) [106], que revisou resultados de diversos estudos experimentais e apresentou didati-  
camente uma nova forma de compreender e nomear os processos hidrológicos em bacias de

<sup>21</sup>Na minha graduação como Engenheiro Ambiental fui treinado a aplicar o método racional e CN para estimativa de “vazões de projeto”. Inclusive, durante meu intercâmbio nos Estados Unidos em 2014-2015, ganhei uma cópia impressa da *Technical Release 55* do USDA, que basicamente é a versão mais recente do método CN aplicada em projetos de drenagem urbana nos Estados Unidos.

<sup>22</sup>Do ponto de vista racionalista, Betson tentou “salvar” a teoria de Horton, admitindo modificações *ad hoc* para evitar a sua refutação.

<sup>23</sup>Esse mecanismo, além do estranho nome de “afloramento pluvial” (*storm-seepage*), também foi denominado na literatura por diversos outros títulos: fluxo de retorno (*return flow*), fluxo de passagem (*throughflow*), interfluxo (*interflow*), fluxo lateral (*lateral flow*) e escoamento subsuperficial (*exfiltration*).

<sup>24</sup>Tradução livre de: *saturation-excess runoff*.

<sup>25</sup>Tradução livre de: *translational flow*.

ordem zero. Nesse ponto, Kirkby (1969) demarca definitivamente a importância das respostas rápidas de água que transita no solo por uma rede de macroporos (escoamento subsuperficial). Após mais de uma década de novas evidências empíricas se acumulando, um marco para a ascensão do novo paradigma foi o artigo de Thomas Dunne (1983) [103], que organizou definitivamente uma nova visão esquemática sobre as respostas hidrológicas rápidas, ilustrada na Figura 3.4, propondo um novo programa promissor de pesquisas nas frentes pura e aplicada. Dunne (1983) deixa claro a ideia de que diferentes climas, escalas e paisagens favorecem a *dominância* de um ou de outro mecanismo, ainda que eles possam acontecer simultaneamente ou se alternar sazonalmente. Por exemplo, em climas semi-áridos, fatores como os longos períodos de estiagem e a formação de crostas no solo favorecem o mecanismo de Horton – a capacidade de infiltração  $f_{\max}$  tende a ser insuficiente e sequer existem áreas saturadas nos fundos de vale no final da estação seca. Em climas tropicais úmidos, por outro lado, a formação de solos profundos ou o excesso de água na estação chuvosa pode favorecer tanto um mecanismo quanto outro. Por fim, essa revolução produziu novos entendimentos sobre a complexa relação desses mecanismos, como demonstrado por Jeffrey McDonnell (1990) [107] no caso da Bacia Experimental de MaiMai (Nova Zelândia). Mas McDonnell (2013) [108] também estabelece uma crítica ao paradigma que se instalou: o programa de pesquisa hegemônico se pauta principalmente em *diferenciar* as múltiplas respostas hidrológicas, reafirmando a ideia de complexidade e singularidade de cada ambiente. Ainda que essa atitude possa seguir *ad infinitum*, ele argumenta que o objetivo verdadeiro de uma ciência hidrológica talvez seja o de produzir *generalizações*, teorias que sejam *unificadoras*. Nesse espírito, o paradigma hidrológico vigente talvez mereça o título de **Idade da Diferenciação**.

### 3.3.1 A função de macroporos

No final dos anos 1930 e início dos anos 1940, a literatura científica já reconhecia as fragilidades do modelo de Horton, sustentando que a resposta rápida de pequenas bacias deveria incluir um ou mais mecanismos *subterrâneos*. Snyder (1939) [111], por exemplo, sugere o uso do termo escoamento direto<sup>26</sup> para denotar a água da chuva que contribui para a enchente do rio *sem nunca ter transitado pelo solo*. Nesse contexto, Barnes (1939) [112] divide em *três* (e não *duas*) as componentes do escoamento fluvial<sup>27</sup>: (1) escoamento superficial<sup>28</sup>; (2) afloramento pluvial<sup>29</sup> e; (3) escoamento de base<sup>30</sup>. Por “afloramento pluvial” (*storm-seepage*) Barnes se referia a um escoamento subterrâneo rápido da água da chuva que se move *lateralmente* pela zona vadosa **V**, alimentando os canais dos riachos com uma velocidade muito superior ao que é esperado do tempo de detenção do aquífero *g*:

Isto consiste na água que penetrou apenas nas camadas superiores do solo durante uma chuva ou degelo e filtrou-se mais ou menos horizontalmente através do solo para desaguar no sistema de rios por afloramentos. Esse fenômeno foi observado pelo autor em 1936 enquanto analisava os dados de vazão do Rio Zumbro em Minnesota e denominado por ele como “fluxo de base secundário”.<sup>31</sup> – Bertram Barnes (1939, p. 721) [112].

Assim, é feita uma diferença entre as **nascentes perenes**, alimentadas pelo escoamento da água subterrânea “verdadeira” (aquífero livre), das **nascentes efêmeras**, alimentadas pela exfiltra-

<sup>26</sup>Tradução livre de *direct-runoff*.

<sup>27</sup>Tradução livre de *stream-flow*.

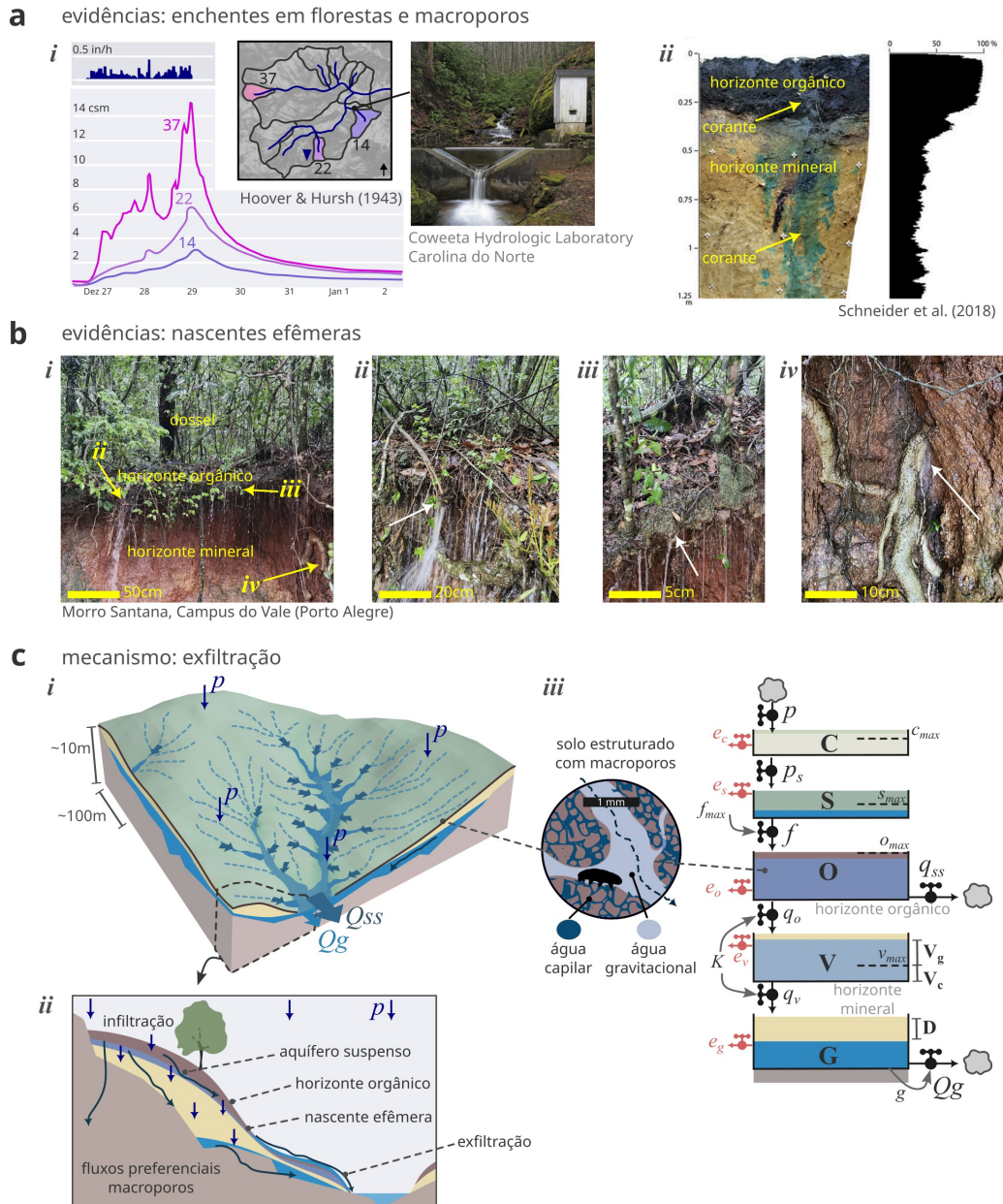
<sup>28</sup>Tradução livre de *surface-flow*.

<sup>29</sup>Tradução livre de *storm-seepage*.

<sup>30</sup>Tradução livre de *base-flow*.

<sup>31</sup>Tradução livre de: *This consists of water which has penetrated only the upper soil-layers during a rainstorm or a thaw and has filtered more or less horizontally through the soil to discharge into the stream-system by seepage. It was observed by the writer in 1936 while analyzing discharge records of Zumbro River in Minnesota and called by him “secondary base-flow”.*





**Figura 3.5 — Exfiltração rápida por macroporos.** Macroporos e caminhos preferenciais subterrâneos produzem respostas rápidas de exfiltração  $q_{ss}$ , especialmente em florestas. **a** — Evidências: enchentes sem enxurradas em bacias na Floresta Experimental de Coweeta (Carolina do Norte, Estados Unidos) reportadas por Hoover & Hursh (1943) [109] (detalhe *i*), e; a distribuição de macroporos no perfil do solo realçadas por corantes, reportada por Schneider *et al.* (2018) [110] (detalhe *i*). **b** — Evidências: nascentes efêmeras observadas em 16 de Junho de 2023 em um corte de estrada no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Morro Santana, Porto Alegre). Apesar da chuva extraordinária nesse dia (141,7 mm em 24 horas), não se observou enxurradas no solo da floresta. *i* — perfil do barranco; *ii* — fluxo preferencial; *iii* escoamento na interface entre horizontes; *iv* — escoamento turbulento em uma fratura no granito, criada por uma raiz. **c** — Sistematização do mecanismos de nascentes efêmeras: a água da chuva se infiltra rapidamente, criando um aquífero suspenso na transição entre o horizonte orgânico e mineral. Esse aquífero suspenso aflora em diversos pontos da bacia, facilitado por macroporos e caminhos preferenciais subterrâneos, criando nascentes efêmeras durante e logo após a passagem da chuva. Fonte da fotografia em **a**: <https://www.be-roberts.com/se/cwta/cwta1.htm>.

ção  $q_{ss}$  da água da chuva (aquífero suspenso). Esse mecanismos de resposta foi imensamente reforçado por estudos conduzidos por Charles Hursh na Floresta Experimental de Coweeta (Carolina do Norte, Estados Unidos), com resultados reportados para diversas bacias florestadas com áreas entre 16 a 760 hectares [109], [113], gerando o modelo ilustrado nos detalhes da Figura 3.5c. Por exemplo, Hursh & Brater (1941) [114] alegam que jamais se observou enxurrada  $q_{si}$  nas encostas de uma das bacias monitoradas, apesar das respostas rápidas observadas

na vazão do rio:

O escoamento das chuvas na forma de enxurrada  $q_{si}$  não foi observado nesta área de drenagem; ainda assim, hidrogramas de enchentes característicos são produzidos por chuvas intensas.<sup>32</sup> – Hursh & Brater (1941, p. 863) [114].

Essa alegação, seguida de dados em estudos subsequentes (ver Figura 3.5a, no detalhe *i*) fatalmente introduz um *contra-exemplo* para a teoria da capacidade de infiltração  $f_{\max}$ . Afinal, se não há enxurrada  $q_{si}$ , a única resposta disponível no modelo perceptual de Horton é a resposta *lenta* causada pela recarga  $q_v$  do aquífero, responsável pela curva de recessão. Entre outros mecanismos em ação na bacia, detalhados mais adiante, os autores apontam a existência de respostas *subterrâneas rápidas* que incluem tanto o fluxo de água em camadas de solo altamente permeáveis (fluxo não saturado), quanto a formação de aquíferos suspensos temporários (fluxo saturado), que se desenvolvem em diferentes partes da paisagem durante as chuvas. Nessa direção, Hursh & Fletcher (1942) [115] salientam a importância da macroporosidade do solo. Especialmente em florestas, essa propriedade ajudaria a explicar a dominância de fluxos preferenciais subsuperficiais, aumentando tremendamente a água gravitacional  $V_g$  do solo, em oposição à água capilar  $V_c$ :

A natureza exata deste espaço macroporoso ocorrendo em diferentes horizontes do perfil do solo ainda precisa ser descrita. Ela inclui todos os grandes canais subterrâneos formados por raízes decompostas, rochas fraturadas, túneis de insetos e animais, e espaços maiores que possam existir. Também inclui espaços macroporosos formados através dos complexos padrões estruturais criados pela agregação de partículas do solo na presença de materiais orgânicos. Nos horizontes superiores dos solos naturais, essas aberturas biológicas e padrões estruturais construídos a partir de agregados semelhantes a treliças são muito mais importantes na determinação da porosidade não capilar do que o tamanho das partículas individuais do solo. Canais de raízes e túneis de animais são particularmente significativos no armazenamento e drenagem da água gravitacional  $V_g$ . Um único túnel de minhoca pode ser muito mais importante na drenagem de um bloco de solo maciço do que toda a área da seção transversal do espaço poroso. Da mesma forma, é concebível que alguns poucos espaços vazios contínuos possam dar origem a uma descarga rápida de água subterrânea através de um perfil de solo que, quando visto como um meio uniformemente permeável, seria esperado transmitir água lentamente.<sup>33</sup> – Hursh & Fletcher (1942, p. 485) [115].

Ao contrário de estudos recentes com corantes, que demonstram claramente a existência dos macroporos (como no detalhe *ii* da Figura 3.5a, com os resultados recentes de Schneider *et al.* (2018) [110]) os autores de Coweeta não apresentaram evidências além de observações de processos agregados, como chuva, vazão e níveis de poços. Essa lacuna de pesquisa foi permanentemente solucionada nos anos 1960, quando uma nova onda de estudos

<sup>32</sup>Tradução livre de: *Surface storm-runoff as overland-flow has not been observed on this drainage-area; nevertheless, characteristic flood-hydrographs are produced by heavy rains.*

<sup>33</sup>Tradução livre de: *The exact nature of this macro-pore space occurring in different horizons of the soil profile has yet to be described. It includes all large underground channels formed from decayed roots, fractured rock, insect and animal burrows, and larger spaces that may exist. It also includes macro-pore spaces formed through the complex structural patterns created by the aggregation of soil particles in the presence of organic materials. In the upper horizons of natural soils these biological openings and structural patterns built up from lattice-like aggregates are far more important in determining noncapillary porosity than the single grain soil particle size. Root channels and animal burrows are of particular significance in the detention storage and draining of gravitational water. A single earthworm burrow may be far more important in draining through a block of heavy soil than the entire cross sectional area of the pore space. In like manner, it is conceivable that a few continuous void spaces may give rise to rapid discharge of groundwater through a soil profile which, when viewed as a uniformly pervious medium, would be expected to transmit water slowly.*

trouxe resultados quantitativos mais detalhados, obtidos por uma abordagem mais experimental do que observacional. Ainda no contexto da Floresta Experimental de Coweeta, Hewlett e Hibbert (1963) [116] usaram um lisímetro para demonstrar o papel crítico do fluxo de água na zona vadosa **V** em sustentar o escoamento de base dos riachos. Whipkey (1965) [117] detalhou os fluxos laterais no perfil de solo de uma encosta em Ohio (EUA). A encosta foi monitorada por uma trincheira na sua base, demonstrando a dinâmica do exfiltração  $q_{ss}$ , especialmente nas camadas orgânicas superiores, onde se mediu alta condutividade hidráulica  $K$  devido aos macroporos. Aqui, aparece a função exercida pelas **transições de permeabilidade** entre os horizontes do solo, especialmente entre o horizonte orgânico **O** (superior) e o horizonte mineral (inferior). Essa descontinuidade gera uma perda de carga hidráulica que acaba causando um fluxo *lateral* na zona vadosa **V**. Eu mesmo observei esse processo durante uma severa tempestade em 16 de Junho de 2023, no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, na base do Morro Santana, Porto Alegre (ver detalhes na Figura 3.5b)<sup>34</sup>. Segundo a Estação 83967 do INMET, o dia 16 de Junho de 2023 acumulou 141,7 mm de chuva, o que é superior ao acumulado do mês pela normal climatológica desse mês (em torno de 130 mm). Mesmo diante de chuva tão extrema e dos riachos estarem praticamente transbordando, não observei enxurrada superficial nas florestas do Campus, a não ser onde o talvegue do terreno forçava o afloramento do aquífero suspenso (ou seja, pela expansão das áreas úmidas ripárias).

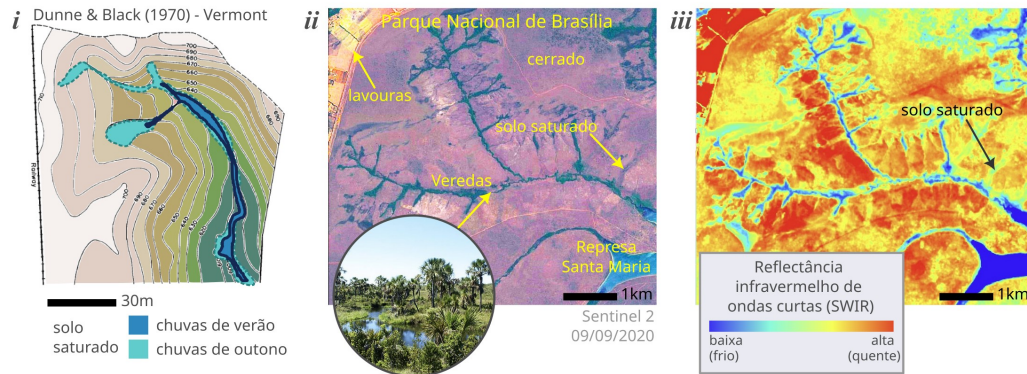
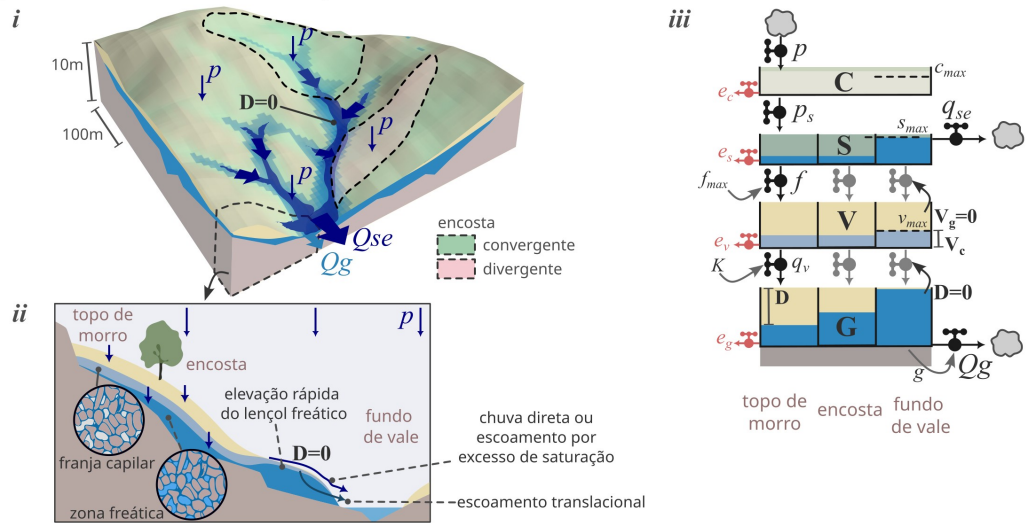
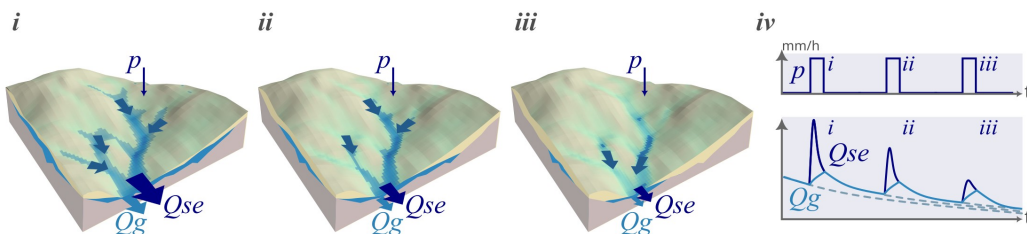
Outros estudos detalhados em trincheiras que chegaram em conclusões semelhantes aos de Whipkey (1965) nos Estados Unidos incluem: Ragan (1968), em Vermont [118]; Beasley (1976), no Mississippi [119], e; Harr (1977), no Oregon [120]. No último caso, relatou-se que o exfiltração  $q_{ss}$  foi de 6 a 9 vezes maior nas camadas superiores do solo que nas camadas inferiores, corroborando a função da macroporosidade. Nesse mesmo estudo, os autores relatam que a exfiltração  $q_{ss}$  foi responsável por cerca de 97% da resposta rápida nas enchentes. Isso foi consistente com os resultados anteriores de Patric e Swanston (1968) [121], que cortaram todas as árvores de uma encosta no Alasca e aplicaram irrigação por aspersão. Eles não observaram enxurrada  $q_{si}$  – a água aplicada percorreu caminhos subterrâneos preferenciais, aflorando rapidamente na base da encosta. Nas Ilhas Britânicas, Weyman (1970) [122] reportou que o escoamento não-saturado subterrâneo consiste na principal resposta rápida em uma bacia experimental, enquanto que Jones (1971) [123] fez observações de que a ocorrência generalizada do fenômeno de *piping* – a formação de túneis naturais no perfil do solo – contribui para altas velocidades na resposta subterrânea. Consolidando essa nova geração de pesquisas de campo, os resultados a partir na bacia experimental MaiMai (Nova Zelândia) estabeleceram o novo programa de pesquisa experimental, com a aplicação combinada de balanço hídrico, trincheiras e a novidade dos traçadores químicos, corantes e isotópicos. No caso de MaiMai, Mosley (1979) [124] reafirma (quase quarenta anos depois de Hursh) o papel crucial da macroporosidade e túneis naturais na exfiltração  $q_{ss}$  ao rebater algumas objeções teóricas:

Freeze [1972, p. 1282] considerou que um valor limiar de condutividade hidráulica saturada da ordem de 0,002 cm/s é necessário para que a exfiltração  $q_{ss}$  seja significativa, mas em um solo que contém canais de raízes, túneis e zonas de afloramento, a condutividade hidráulica saturada não é um fator limitante. O fluxo de corante traçador através de macroporos no solo foi observado a taxas até 3 ordens de magnitude maiores, e a resposta sensível e rápida da exfiltração  $q_{ss}$  às variações na precipitação sugere que o fluxo por macroporos, e não pela matriz do solo, contribui para as enchentes nos canais.<sup>35</sup> – Paul

<sup>34</sup>Eu estava simplesmente indo almoçar no Restaurante Universitário do Campus, sem nenhuma intenção de registrar o evento. Ao passar de carro pelo acesso do restaurante, em meio à chuva, visualizei cascatas de água jorrando no barranco da estrada, o que me fez parar para investigar.

<sup>35</sup>Tradução livre de: Freeze [1972, p. 1282] considered that a threshold value for saturated hydraulic conductivity of the order of 0,002 cm/s is necessary for subsurface stormflow to be significant, but in a soil that contains root channels, pipes, and seepage zones, saturated hydraulic conductivity is not a limiting factor. Flow of dye tracer through macropores in the soil was observed at rates up to 3 orders of magnitude greater, and the sensitive as rapid response of subsurface flow to variations in precipitation suggests that flow through macropores rather than



**a** evidências: áreas úmidas ripárias

**b** mecanismo: excesso de saturação, chuva direta

**c** área de contribuição variável


**Figura 3.6 — A topografia e a área de contribuição variável.** A topografia exerce um controle crucial na formação de áreas úmidas ripárias que variam de extensão durante as chuvas e ao longo das estações. Essas áreas de solo saturado, assim, produzem chuva direta  $q_{se}$ , além de respostas subterrâneas rápidas por escoamento translacional  $Q_{gt}$ . **a** — Evidências: mapa de Dunne & Black (1970) em Vermont (Estados Unidos), demonstrando a extensão das áreas úmidas ripárias em épocas distintas do ano (detalhe *i*), e; Veredas úmidas na estação seca no Parque Nacional de Brasília, observadas pela reflectância no infravermelho de ondas curtas de uma cena Sentinel-II em 9 de Setembro de 2020 (detalhes *ii* e *iii*). **b** — Sistematização do mecanismo de escoamento por excesso de saturação. O solo das partes da bacia (fundo de vale, encosta e topo de morro) saturam-se em velocidades diferentes, gerando respostas rápidas principalmente nos fundos de vale. Encostas convergentes tendem a produzir mais chuva direta  $q_{se}$  do que encostas divergentes, onde predomina a recarga  $q_v$  e o escoamento de base  $Q_g$ . **c** — Esquematisação da retração das áreas úmidas ripárias ao longo de uma estiagem (dinâmica sazonal). Esse processo também apresenta uma dinâmica efêmera, durante e logo após eventos de chuva. Fonte da fotografia em **b**: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Veredas.jpg>.

Mosley (1979, p. 806) [124].

### 3.3.2 A influência da topografia

O paradigma Hortoniano não foi apenas refutado pela constatação da exfiltração  $q_{ss}$ , pois evidências empíricas também acumularam-se para sustentar a existência de mais dois mecanismos de resposta rápida, menos intuitivos, que ocorrem em **áreas úmidas ripárias**. Esses mecanismos, ilustrados na Figura 3.6, resultam da interação da chuva com um lençol freático raso e dinâmico, sendo um o chuva direta  $q_{se}$ , e o outro o escoamento translacional  $Q_{gt}$  (detalhes na próxima seção). Ambos estão relacionados entre si, são fortemente controlados pela topografia do terreno e também produzem consequências sobre a manifestação da exfiltração  $q_{ss}$  em macroporos, como veremos adiante. O primeiro deles surge na literatura quando a precipitação direta na área do entorno de canais e nascentes é citada por Hursh & Brater (1941) [114] como umas das fontes de escoamento fluvial nas bacias da Floresta Experimental de Coweeta:

Contribuições de áreas com lençóis freáticos normalmente rasos, localizadas próximas ao riacho e ocorrendo em perfis de solo que se saturam rapidamente. Onde tais condições ocorrem ao longo de um riacho, espera-se um aumento real na largura do canal e, consequentemente, um aumento na quantidade de precipitação direta sobre o canal. Áreas com lençóis freáticos altos adjacentes a nascentes também são esperadas para contribuir de forma semelhante.<sup>36</sup> — Hursh & Brater (1941, p. 870) [114].

Essa é certamente uma das descrições pioneiras do conceito de **área de contribuição variável**: a geração de enxurrada  $q_{si}$  em função da *expansão e retração de áreas úmidas* nos fundos de vale, juntos aos riachos. Esse mecanismo, ilustrado na Figura 3.6c, permite que qualquer chuva efetiva  $p_s$  transforme-se em uma chuva excedente  $p_x$  quando precipitada sobre áreas com solo saturado, fato que ajuda a explicar a prevalência de enchentes mesmo em bacias com solos de alta capacidade de infiltração  $f_{max}$  (como no caso de La Grange Brooke, perto de onde Robert Horton morava [104]). Esse conceito foi bem organizado por Cappus (1960) [125] em um estudo na Bacia Experimental de Alrance (315 ha, França). O autor alegou ter evidências para uma “nova teoria de escoamento superficial”, em que a área da bacia pode ser separada por uma *zona de escoamento superficial* e uma *zona de infiltração*. A primeira delas inclui uma parte *fixa* de áreas impermeáveis e outra parte *variável* de áreas permeáveis, mas que estão com o solo saturado:

A bacia experimental pode ser dividida em duas zonas  $S_r$  e  $S_i$  de extensões variáveis: — A zona de enxurradas  $S_r$  de área  $A_r$  inclui, por um lado, zonas impermeáveis de extensão fixa (estradas, caminhos pavimentados, caminhos de terra compactada pelo tráfego repetido de pessoas ou gado, superfícies rochosas, etc.) e, por outro lado, zonas de extensão variável constituídas por terrenos permeáveis, mas quase completamente saturados de água. A chuva que cai na zona  $S_r$  se transforma inteiramente em enxurrada  $q_{si}$  ou escoamento subsuperficial. — A zona de infiltração  $S_i$  de área  $A_i$  é constituída por terrenos permeáveis não saturados. O solo de textura arenosa, que forma as camadas superficiais da bacia experimental, é caracterizado por uma capacidade de infiltração  $f_{max}$   $f$  muito alta que excede a intensidade de todas as chuvas que podem cair sobre esta bacia — exceto apenas por chuvas de uma raridade extrema. Assim, salvo em casos muito excepcionais, a chuva que cai na zona  $S_i$  é completamente absorvida por infiltração e, consequentemente, não gera nenhum escoamento.<sup>37</sup> — Cappus (1960, p. 503) [125].

*through soil matrix contributes to channel stormflow.*

<sup>36</sup>Tradução livre de: *Contributions from areas of normally shallow water-tables located in close proximity to the stream, and occurring in soil-profiles which are quickly saturated. Where such conditions occur along a stream, it is expected that there will be an actual increase in the width of the channel and subsequent increase in the amount of channel-precipitation. Areas of high water tables adjacent to spring-heads would be expected to contribute similarly.*

<sup>37</sup>Tradução livre de: *Le Bassin expérimental peut être partagé en deux zones  $S_r$  et  $S_i$  d'étendues variables: —*

Tsukamoto (1963) [126] também estruturou uma teoria semelhante, alicerçada nos resultados obtidos em uma bacia na Floresta da Universidade de Tóquio (106,7 ha, Japão). No seu artigo, ele aponta que as áreas ripárias manifestam respostas de saturação rápidas devido à influência da **franja capilar** da água subterrânea, gerando enxurrada  $q_{si}$  nessa parte da encosta, em oposição às partes mais altas e bem drenadas do terreno. Os resultados experimentais de Ragan (1968) [118], mencionados acima, também demonstraram elevações rápidas do lençol freático perto do riacho durante os eventos de chuva monitorados. Mesmo Betson (1964) [105], ainda que tente sustentar o modelo perceptual Hortoniano, não deixou de comentar que metade do escoamento possivelmente foi gerado por uma área pantanosa em uma das bacias analisadas em seu estudo.

Com o objetivo de corroborar a teoria da área de contribuição variável, Dunne & Black (1970) [127], [128] publicaram resultados detalhados para uma pequena bacia experimental em Vermont (Estados Unidos). Nesse estudo, os autores exibem mapas das áreas de solo saturado que acompanham o talvegue do terreno (detalhe *i* na Figura 3.6a), mas que manifestaram variações tanto ao longo do ano (dinâmica sazonal) quando durante os eventos de chuva (dinâmica efêmera). A dinâmica sazonal dessas áreas úmidas explica-se pelo aumento da recarga  $q_v$  da água subterrânea durante a estação mais úmida, fato que aumenta a extensão das zonas de afloramento de nascentes nos fundos dos vales. O detalhe *ii* na Figura 3.6a demonstra evidências da dinâmica sazonal a partir da reflectância do infravermelho de ondas curtas (SWIR) com uma cena Sentinel-II em 9 de Setembro de 2020, no Parque Nacional de Brasília. Essa época é marcada pela estiagem, mas as áreas ripárias permanecem úmidas, formando as Veredas. Por outro lado, a dinâmica efêmera explica-se por um processo de rápido de elevação da zona freática **G** quando a franja capilar está muito próxima da superfície (mais detalhes adiante)<sup>38</sup>.

A constatação inequívoca da dinâmica das áreas saturadas por Dunne & Black (1970) consolidou a percepção de que a *topografia* exerce um controle importante na Hidrologia de bacias de ordem zero, e não apenas a *superfície* do solo, como postulado pelo paradigma da infiltração. Nesse sentido, Anderson & Burt (1978) [129] demonstram que, em uma bacia em Quantock Hills (Inglaterra), a elevação rápida do lençol freático pelos talvegues das **encostas convergentes**<sup>39</sup> é muito maior que nas **encostas divergentes**<sup>40</sup>. As primeiras, assim, tendem a gerar relativamente mais chuva direta  $q_{se}$  e também mais exfiltração  $q_{ss}$ , pois a elevação súbita da água subterrânea ativa a rede de macroporos no solo. Nas encostas divergentes, por outro, predominam os processos mais lentos de recarga  $q_v$  e escoamento de base  $Q_g$ . Diante disso, o mecanismo de enxurrada  $q_{si}$  defendido na teoria de Horton (excesso de infiltração) não foi exatamente refutado, mas reservado como um mecanismo de resposta restrito a eventos extraordinários de precipitação ou a zonas com solo alterado, seja em ambientes naturais (como em afloramentos rochosos e regiões áridas), seja em ambientes antropizados (como na agricultura e áreas urbanas)<sup>41</sup>. Cabe destacar que Horton (1936) [130] chegou perto de deduzir

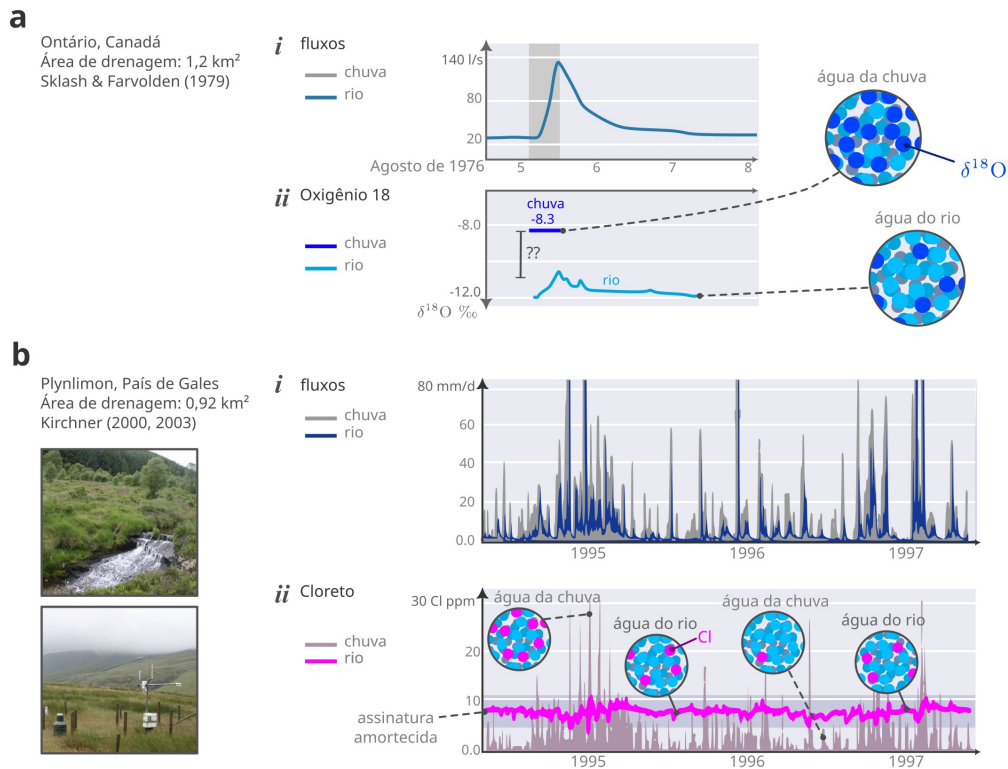
*La zone de ruissellement  $S_r$  de superficie  $A_r$  comporte, d'une part, des zones imperméables d'étendue fixe (routes, chemins empierrés, chemins de terre tassée par le passage répété des hommes ou du bétail, surfaces rocheuses, etc.) et, d'autre part, des zones d'étendue variable constituées de terrains perméables, mais à peu près complètement saturés d'eau. La pluie tombant sur la zone  $S_r$  se transforme entièrement en ruissellement superficiel ou hypodermique. — La zone d'infiltration  $S_i$  de superficie  $A_i$  est constituée par les terrains perméables non saturés. Le sol de texture sableuse, qui forme les couches superficielles du Bassin expérimental est caractérisé par une capacité d'infiltration  $f$  très forte qui dépasse l'intensité de toutes les pluies pouvant tomber sur ce bassin — à l'exception seulement de pluies d'une rareté extrême — ainsi, sauf en des cas très exceptionnels, la pluie tombant sur la zone  $S_i$  est entièrement absorbée par infiltration et ne donne lieu par conséquent à aucun ruissellement.*

<sup>38</sup>Fenômeno descrito em inglês por *groundwater ridging*.

<sup>39</sup>Tradução livre de *hollow*.

<sup>40</sup>Tradução livre de *spur*.

<sup>41</sup>Isso implica que o emprego do método CN do SCS é justificado quando a sua aplicação é voltada para eventos extremos de chuva ou em bacias urbanas e rurais em que o mecanismo Hortoniano é claramente dominante. No entanto, essa restrição não é explícita nos manuais oficiais do método, que incluem também valores de CN para florestas e outras cobertura do solo naturais. Além disso, modelos de simulação como SWAT e SWMM fazem uso de



**Figura 3.7 — O paradoxo da água velha.** Análises da assinatura isotópica e geoquímica da água da chuva e do rio durante enchentes deixam claro que são águas com idades diferentes, criando assim um paradoxo. **a** — Evidências trazidas por Sklash & Farvolden (1979) [132] em uma bacia rural em Ontário, Canadá (1,2 km<sup>2</sup> de área de drenagem). Os fluxos claramente denotam uma resposta rápida da bacia (enchente) diante do evento de chuva (detalhe *i*). Mas a assinatura isotópica com Oxigênio-18 evidencia que a água na enchente não é a mesma água da chuva (detalhe *ii*). **b** — O mesmo paradoxo verificado com Cloreto (aerossol marinho) por Kirchner *et al.* (2000, 2003) [133], [134] em uma bacia experimental em Plynlimon, no País de Gales (0,92 km<sup>2</sup> de área de drenagem). Os fluxos são típicas respostas rápidas (detalhe *i*), mas a assinatura do rio apresenta um amortecimento pronunciado ao longo dos anos, sugerindo uma mistura de longa duração (detalhe *ii*). Fonte das fotografias: Ecological Continuity Trust [135].

2630 analiticamente esse mecanismo em um de seus artigos, pois ele destaca o fato de que encostas  
de solo com soleiras inclinadas induzem o lençol freático a interceptar a superfície do terreno  
acima do nível do fundo do vale, causando o surgimento de uma superfície saturada nessa parte  
convergente da topografia [131].

### 3.3.3 Paradoxos da idade da água

2635 O escoamento subterrâneo translacional, por sua vez, é especulado conceitualmente por He-  
wlett & Hibbert (1967) [81], em um artigo claramente revolucionário no campo da Hidrologia  
[136]. Ao mesmo tempo que criticam o paradigma hegemônico da época (a teoria da capaci-  
dade de infiltração), os autores organizam novos conceitos relevantes, como os termos “respos-  
tas rápidas e lentas” e “área de contribuição variável”, pavimentando o caminho para o advento  
2640 do novo paradigma. Nessa direção, os autores sugerem um mecanismo de resposta subterrânea  
*instantânea* que ocorreria quando a capacidade de campo  $v_{\max}$  do solo é superada pela infiltra-  
ção da água da chuva nas zonas ripárias, onde há maior influência das franjas de capilaridade.  
Em resumo, eles postulam que essa resposta, ainda que rápida, não seria exatamente a água  
da chuva, mas água que se alojou na matriz do solo *antes* do evento ocorrer. Nesse processo,  
2645 a espessura dos filmes de águas nas partículas do solo na zona vadosa **V** atingem subitamente  
um limite em que a rede de poros torna-se pressurizada pela gravidade. Por isso, a **água nova**  
da chuva (água do evento) desencadeia um pulso, uma onda de pressão, que expelle a água  
simulação contínua (eventos de chuva diversos) e representam qualquer cobertura do solo.



armazenada no solo na base da encosta, uma **água velha** (água pré-evento):

2650 No entanto, da parte que contribui para o escoamento, uma fração será de algumas das gotas que literalmente caíram durante a tempestade – ou seja, um pouco de chuva nova – e a outra fração será o que podemos chamar de *fluxo translacional*, ou fluxo produzido por um processo de substituição. Esta é uma contribuição para o escoamento de água já armazenada no manto do solo antes do início da chuva. Ela será liberada em grandes quantidades apenas quando o solo estiver dentro da faixa de capacidade de campo  $v_{\max}$  ou mais úmido. 2655 Acima da zona freática **G**, podemos considerar esse movimento como devido ao espessamento dos filmes de água que envolvem as partículas do solo e a um pulso resultante de fluxo de água à medida que a saturação ocorre. <sup>42</sup> – Hewlett & Hibbert (1967, p. 279) [81].

2660 Ainda que a teoria faça sentido e cite estudos em laboratório, o texto de Hewlett & Hibbert (1967) não oferece evidências empíricas obtidas em campo para justificar a realidade desse mecanismo. Mas isso deixou de ser uma lacuna a partir de Pinder e Jones (1969) [137], que avaliaram a separação do hidrograma de enchentes em três bacias monitoradas na Nova Escócia (entre 647,5 ha a 13,5 km<sup>2</sup>, Canadá). Ao contrário dos métodos gráficos convencionais, 2665 eles inferiram a separação entre enxurrada  $q_{si}$  e escoamento subterrâneo com marcadores químicos e um modelo simples de balanço de massa<sup>43</sup>. No caso apresentando, foram monitoradas as concentrações de sódio, cálcio, bicarbonato, magnésio e sulfato antes e durante os eventos de enchentes. Os resultados indicaram uma prevalência substancial de escoamento subterrâneo durante as enchentes, com 32% a 42% da vazão máxima do hidrograma. Isso, porém, não eliminava a explicação alternativa de uma resposta subsuperficial da água da chuva (água nova) 2670 que dissolvera os solutos monitorados ao transitar rapidamente pelo solo. Evidências a favor da água subterrânea (água velha) tornarem-se muito mais robustas com o advento do monitoramento de isótopos de hidrogênio e oxigênio, como Deutério (<sup>2</sup>H), Trítio (<sup>3</sup>H) e Oxigênio-18 (<sup>18</sup>O), marcadores ideais que fazem parte da própria molécula de água<sup>44</sup>. Em locais com grande 2675 variabilidade na **assinatura isotópica** da água precipitada, é possível se estimar o quanto dessa água nova se faz presente durante as enchentes<sup>45</sup>. Essa estratégia foi sugerida por Dinçer *et al.* (1970) [138] em um estudo nas montanhas da Tchecoslováquia que demonstrou o efeito do **fracionamento térmico**<sup>46</sup> nas concentrações de <sup>3</sup>H e <sup>18</sup>O em camadas de neve precipitadas e derretidas ao longo das estações. A seguir, os resultados publicados por Martinec *et al.* (1974) 2680 [140] notam que a água de rios nas montanhas da Suíça exibiu uma concentração de <sup>18</sup>O com variabilidade relativamente baixa, que se aproximava da média de longo prazo das oscilações sazonais observadas na precipitação. A estratégia então assumiu contornos bem definidos com

<sup>42</sup>Tradução livre de: *However, of the part contributed to direct runoff, a fraction will be some of the actual drops that fell during the storm – that is, some new rain – and the other fraction will be what we might call translatory flow, or flow produced by a process of displacement. This is a contribution to direct flow of water already stored in the soil mantle before rainfall began. It will be released in large quantities only when the soil is within field capacity range or wetter. Above the zone of saturation, we may regard such movement as due to thickening of the water films surrounding soil particles and a resulting pulse of water flux as the saturated zone is approached.*

<sup>43</sup>O modelo desenvolvido consiste em dois compartimentos de mistura:  $C_{tr}Q_{tr} = C_{dr}Q_{dr} + C_{gw}Q_{gw}$ , em que:  $C$  é a concentração de algum soluto conservativo;  $Q$  é a vazão;  $tr$  denota vazão total;  $dr$  denota o escoamento direto, e;  $gw$  denota o escoamento subterrâneo.

<sup>44</sup>Ao contrário de solutos comuns, a concentração de <sup>18</sup>O é medida pela diferença em partes por mil ( $\delta^{18}\text{O} \text{ ‰}$ ) da razão de <sup>18</sup>O/<sup>16</sup>O de um padrão e a amostra:  $\delta^{18}\text{O} = \left( \frac{{}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}_{\text{amostra}}}{{}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}_{\text{padrão}}} - 1 \right) \times 1000$ . O padrão costuma ser a água média dos oceanos (SMOW – *Sea Mean Ocean Water*). Águas desprovidas de <sup>18</sup>O em relação ao padrão exibem  $\delta^{18}\text{O}$  negativo, e vice-versa.

<sup>45</sup>Obviamente, se a água da chuva for indistinguível em termos isotópicos da água no rio logo antes do evento, então é impossível extrair alguma informação relevante.

<sup>46</sup>A principal causa da fracionamento desses isótopos na atmosfera decorre da diferença de pressão de vapor entre moléculas de água isotopicamente pesadas e leves:  $\text{H}_2^{18}\text{O}$  tem uma pressão de vapor mais baixa do que  $\text{H}_2^{16}\text{O}$  e, portanto,  $\text{H}_2^{16}\text{O}$  permanece preferencialmente na fase líquida tanto nos processos de evaporação quanto de condensação. Por isso, as concentrações observadas de  $\delta^{18}\text{O}$  na precipitação tendem a ser incrementalmente negativas à medida que as massas de ar úmido avançam sobre os continentes [139].

o artigo de Sklash *et al.* (1976) [139], que além de organizar a lógica do método, mostra que em duas bacias monitoradas em Ontário (Canadá), a contribuição da água subterrânea na vazão máxima das enchentes foi entre 55% (em bacias de montante) até 70% (nas bacias de jusante, drenando uma área de 700 km<sup>2</sup>). São resultados com conotações revolucionárias:

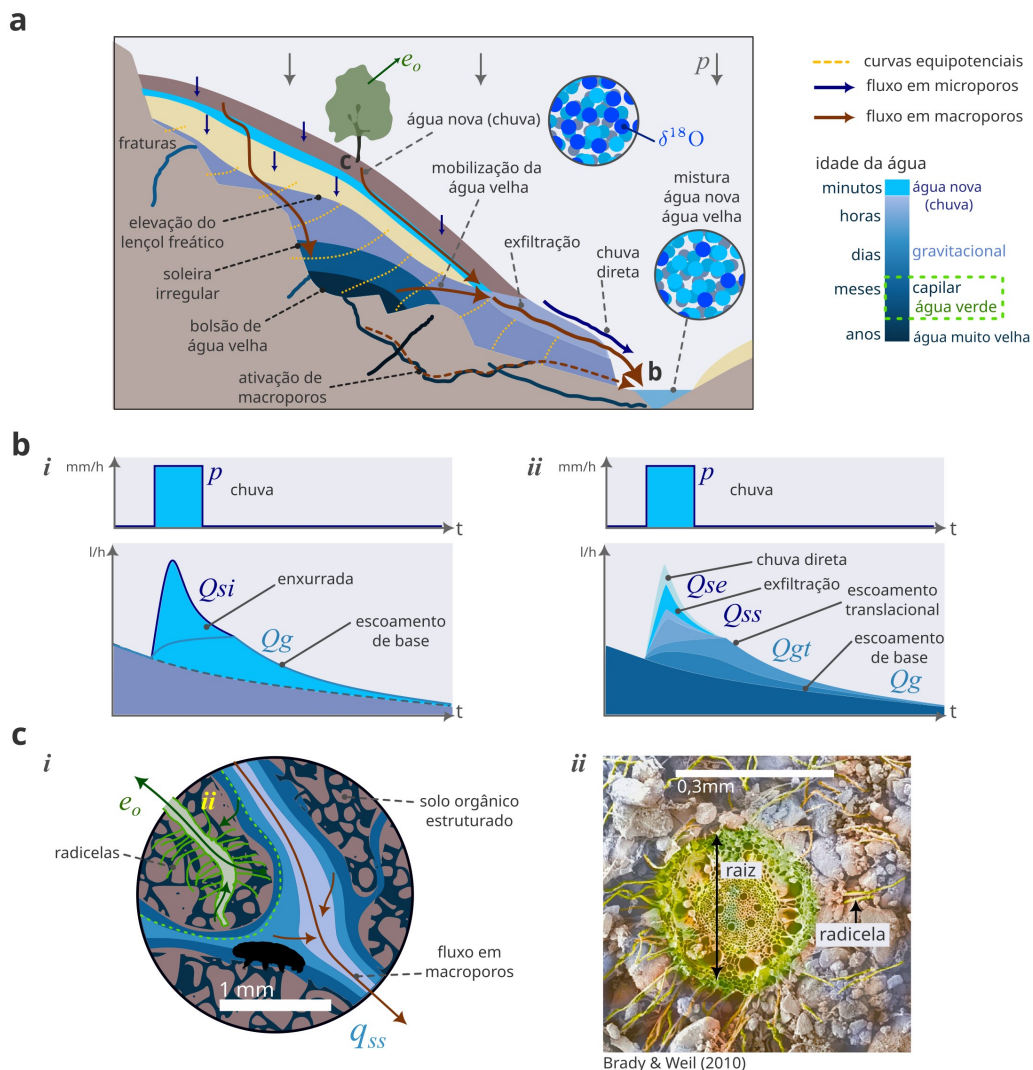
A descoberta mais importante é que a componente pré-evento da enchente de 16 de Maio foi grande. Por exemplo, no pico da vazão total, a componente pré-evento do arroio Big Otter em Viena foi de  $70 \pm 9\%$  do escoamento da enchente. Esses resultados substanciam as descobertas de Pinder & Jones (1969) e Fritz *et al.* (1974), embora as bacias no presente estudo sejam de uma a duas ordens de magnitude maiores em extensão de área. Esses resultados não são consistentes com os resultados simulados de Freeze (1972b), os resultados de campo de Dunne & Black (1970a,b), e Hewlett & Hibbert (1967), ou as implicações teóricas de Horton (1933). Os resultados são particularmente encorajadores, no entanto, à luz da grande componente subsuperficial (pré-evento) do derretimento da neve observado por Dinçer *et al.* (1970).<sup>47</sup> – Sklash *et al.* (1976, p. 276) [139].

Michael Sklash prosseguiu com estudos desse tipo, corroborando a existência desse processo em bacias no Canadá, na Nova Zelândia e nas Ilhas Britânicas [132], [141], [142]. Por exemplo, o artigo de Sklash & Farvolden (1979) [132], no Canadá, traz resultados semelhantes para uma bacia com agricultura intensiva (1,2 km<sup>2</sup>, na Bacia Experimental Hillman Creek, Ontário, Figura 3.7a) e duas bacias altamente florestadas (1,0 km<sup>2</sup> e 3,9 km<sup>2</sup>, Bacia Experimental Ruisseau des Eaux Volées, Québec). Além de reportar a prevalência surpreendente da água velha nas enchentes (entre 80% a 94% to total escoado), os autores alimentam a teoria das subidas rápidas da água subterrânea nos fundos de vale para explicar o fenômeno. Na Bacia Experimental de MaiMai (Nova Zelândia), Sklash *et al.* (1986) [141] trazem resultados que revisam drasticamente as interpretações de Mosley (1979) [124]. Citado acima, Mosley (1979) argumenta sobre a dominância nessa bacia da exfiltração  $q_{ss}$  (água nova). A prevalência inequívoca de água velha nas enchentes, obtida com os marcadores isotópicos, trouxe um certo impasse na comunidade científica, que passou desde então a propor mecanismos plausíveis [143]. Nesse contexto, McDonnell (1990) [107] faz uma síntese dos mecanismos de resposta na bacia de MaiMai, trazendo o conceito de **ativação do escoamento subterrâneo** a partir da entrada da água da chuva na rede de macroporos das encostas, ou seja, pela exfiltração  $q_{ss}$ . Nesse esquema (ilustrado na Figura 3.8a), ele ressalta o papel de atalhos *verticais* no perfil do solo, criado por macroporos, que fazem a água nova da chuva rapidamente se alojar nas franjas capilares da zona freática **G**, criando então a ativação da carga hidráulica necessária para expulsar rapidamente a água subterrânea velha na base da encosta. Uma nova revisão, trazida por McGlynn *et al.* (2002) [144], apresenta também o efeito relevante da **topografia da soleira** da encosta (o embasamento de rocha relativamente impermeável). Sugere-se que as irregularidades dessa camada podem criar **zonas de estagnação**, ou **bolsões**, que armazenam a água no subsolo por tempos muito mais longos que o esperado. A eventual ativação hidráulica dessas partes relativamente inacessíveis expõem água velha na base da encosta, facilitada pela presença de macroporos. De fato, a influência das estruturas geológicas subjacentes (fraturas) no afloramento da água subterrânea já eram mencionadas por Huff *et al.* (1982) [145], mas sem a análise da idade da água com isótopos.

As evidências, impasses e mecanismos plausíveis propostos para explicar a dominân-

<sup>47</sup>Tradução livre de: *The most important finding is that the pre-storm component of storm runoff for the 16 May storm was large. For example, at peak total discharge, the pre-storm component of Big Otter Creek at Vienna was  $70 \pm 9\%$  of storm runoff. These results substantiate the findings of Pinder & Jones (1969) and Fritz *et al.* (1974), even though the basins in the present study are one to two orders of magnitude larger in areal extent. These results are not consistent with the simulated results of Freeze (1972b), the field results of Dunne & Black (1970a,b), and Hewlett & Hibbert (1967), or the theoretical implications of Horton (1933). The results are particularly encouraging, though, in light of the large subsurface (prestorm) component of snowmelt noted by Dinçer *et al.* (1970).*





**Figura 3.8 — Mobilização da água velha.** **a** — A elevação do lençol freático combinada com o fluxo por macroporos (fraturas e caminhos preferenciais) ajudam a explicar a dominância de água velha nas respostas rápidas dos rios. Atalhos verticais permitiriam que água nova (chuva) se misture com água mais velha em zonas estagnadas (bolsões) na soleira do aquífero, ativando a carga hidráulica em fraturas e caminhos preferenciais, fato que resulta na expulsão rápida da água velha. **b** — Diferenças entre o modelo Hortoniano de resposta rápida (enchente Tipo 3) e o modelo obtido a partir das análises de isótopos. **c** — A água no solo também apresenta uma diferenciação de idade, que é percebido nos fluxos de evapotranspiração das plantas (detalhe *i*). A água capilar  $V_c$  é absorvida pelas radículas, enquanto que a água gravitacional  $V_g$  escoar para a base da encosta (detalhe *ii*). Fotografia de microscopia eletrônica editada a partir Brady & Weil (2010) [146].

cia da água velha nas respostas rápidas ainda aumentam em complexidade diante dos resultados da assinatura geoquímica, que tende a apresentar uma alta variabilidade. Nesse sentido, Burns *et al.* (2001) [147] sugerem que as respostas superficiais da Bacia Experimental da Montanha Panola (Geórgia, Estados Unidos) acabam se misturando com água subterrânea na zona ripária antes de adentrar nos canais. Seibert *et al.* (2003) [148], também salientam a diferença na assinatura geoquímica da água da zona ripária (condições anóxicas) e da água dos solos das encostas bem-drenadas (maior aeração). Essa complexidade trouxe uma certa perplexidade, expressada por Kirchner (2003) [134] no assim chamado *paradoxo duplo da Hidrologia e Geoquímica de bacias*<sup>48</sup>, ou simplesmente **paradoxo da água velha**. Para ele, esse paradoxo possui duas componentes que, apesar de relacionadas, são um tanto contraditórias: (1) Hidrologia: a mobilização rápida de água velha – a substituição rápida da água velha pela nova que o escoamento translacional  $Q_{gt}$  postula, e; (2) Geoquímica: a variabilidade química da água velha – o fato de que a água velha assume diferentes assinaturas químicas, a depender da ve-

<sup>48</sup>Tradução livre de *douple paradox in catchment hydrology and geochemistry*.

localidade de escoamento. Nesse sentido, com base nas concentrações de Cloreto<sup>49</sup> monitoradas em uma bacia no País de Gales, Kirchner *et al.* (2000) [133] propõe uma **compartimentalização hidro-geoquímica** do solo, onde os poros e fraturas exibem uma estrutura fractal de tempos de residências (ver Figura 3.7b). Isso implicaria por que as encostas das bacias transmitam *sinais hidrológicos* muito mais rápido que *sinais geoquímicos*. Esse conceito torna-se mais claro por Iorgulescu *et al.* (2007) [149], que reforçam a diferença entre a velocidade de *onda (celeridade)* da água e a velocidade da *molécula* da água – além de material, o fluxo das enchentes é um fluxo de energia. Com o mesmo espírito, McDonnell (2014) [150] também desenha um novo olhar sobre os fluxos de evapotranspiração, em especial sobre a idade da água que as plantas consomem, propondo a possibilidade da **compartimentalização hidro-ecológica** do solo, o que ele denomina de **hipótese de dois mundos**. Nessa situação, a água consumida pelas raízes e **radicelas** das plantas (água “verde”) seria a água capilar  $V_c$ , relativamente mais antiga que a água gravitacional  $V_g$  (ver Figura 3.8b). Evaristo *et al.* (2015) [151] trazem evidências a favor dessa hipótese, mostrando que a separação ecológica é comum em vários biomas – as plantas usam água do solo com uma assinatura isotópica distinta da água que contribui para a recarga  $q_v$  de água subterrânea e para o escoamento fluvial.

### 3.4 Modelos hidrológicos e suas limitações

Acompanhando a revolução científica causada pelas evidências empíricas sobre os mecanismos de escoamento nas encostas, a década de 1960 também foi marcada pelo advento dos primeiros modelos hidrológicos simulados em computadores digitais. Isso ocorreu em grande medida por uma confluência de fatores, como o contexto intelectual da Teoria Geral dos Sistemas de von Bertalanffy e das práticas da Dinâmica de Sistemas de Jay Forrester, que seguiam a emergência dos computadores digitais do tipo *mainframe*. Keith Beven relata que em 1971 ele havia contado mais de uma centena de modelos hidrológicos na literatura, que eram basicamente versões do modelo da Universidade de Stanford, o *Stanford Watershed Model IV* (SWM) [152]. O modelo foi desenvolvido a partir de 1959 como tese de doutorado de Norman Crawford, orientado por Ray Linsley, e depois acabou dando origem a um programa denominado *Hydrologic Simulation Program, Fortran* (HSPF), desenvolvido para e com o suporte da U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) [153]. Esse modelo, tido como pioneiro, exemplifica claramente a influência da ontologia oferecida pela Dinâmica de Sistemas: uma rede de reservatórios conectados por fluxos que é resolvida numericamente. No caso, o SWM é apenas um pouco mais intrincado que o modelo minimalista apresentado no capítulo anterior, com quatro reservatórios (dossel, zona vadosa  $V$ , zona freática  $G$  e canais de drenagem) e três mecanismos de resposta (incluindo uma resposta subsuperficial além da enxurrada  $q_{si}$  e escoamento subterrâneo). O modelo, porém, não representa o armazenamento de água na superfície, tampouco diferencia aspectos topográficos de maneira que o escoamento superficial possa ser separada em enxurrada  $q_{si}$  ou chuva direta  $q_{se}$ . Mas isso não é exatamente um problema na Dinâmica de Sistemas, basta acrescentar um novo compartimento e ir conectando os fluxos. A flexibilidade provida pela Dinâmica de Sistemas, nesse sentido, a introduziu como um paradigma conceitual e procedural na modelagem hidrológica, resultando tanto na profusão de modelos a partir desse período, quanto ao entendimento teórico da importância da **escala** em todo o processo de modelagem.

#### 3.4.1 Sobre dados e processos

Antes do advento das simulações hidrológicas, porém, a abordagem para se obter hidrogramas de enchentes a partir de dados de chuvas baseava-se primordialmente no conceito de **Hidro-**

<sup>49</sup>Uma estratégia análoga à feita com isótopos é possível em bacias com deposição de aerossol marinho, sendo o Cloreto um marcador inerte que pode ser analisado na água da chuva.

**grama Unitário** da bacia, introduzido por Sherman (1932) [154]. Esse conceito se fundamenta na teoria de que a resposta hidrológica de uma bacia resume-se a um processo linear de propagação cinemática na rede de canais a partir de um pulso de chuva, que pode ser reduzido a um pulso unitário. Segundo o **princípio da sobreposição**, pulsos mais complexos de chuva podem ser integrados no tempo (método da convolução). Nesse caso, o parâmetro fundamental de uma bacia consiste no seu **tempo de concentração**, que é relativamente maior em bacias alongadas do que em bacias arredondadas, mesmo que possuam exatamente a mesma área. A visão sistêmica permitiu que esse processo fosse representado como uma rede de reservatórios organizados em série, uma “cascata”, fato que resulta na parametrização de uma distribuição Gama, ou **modelo de Kalinin-Miyukov-Nash**:

$$Q(t) = \frac{\nu}{k \Gamma(n)} e^{-t/k} (t/k)^{n-1} \quad (3.1)$$

Em que  $\nu$  [L<sup>3</sup>] é o volume do hidrograma;  $n$  [-] pode ser interpretado como o número efetivo de reservatórios, e;  $k$  [T] pode ser interpretado como o tempo de residência médio dos reservatórios. Ao que consta, essa parametrização foi obtida de forma independente primeiro por Kalinin & Miyukov (1957) [155], na União Soviética, e depois por Nash (1958), na Inglaterra [156]. A partir disso, surgiu a noção de que a resposta da bacia é análoga a uma *função* ou *filtro* que atua sobre o sinal da chuva (ou outros sinais de entrada). Essa abordagem de se obter hidrogramas, que é um paradigma de modelagem com a sua própria ontologia, evoluiu a partir disso no que Todini [157] denomina de **modelos baseados em dados**, em contraste com os **modelos baseados em processos**. Os modelos baseados em dados são hoje um conjunto de técnicas que inclui, por exemplo, redes neurais artificiais. Essa abordagem é visivelmente contaminada pelo viés fluvialista, afinal, não é possível *explicar* exatamente onde e como que o escoamento foi gerado a partir de uma teoria verdadeiramente hidrológica – a bacia é tida como uma caixa-preta. Nessa linha, Todini argumenta que essa família de modelos buscou maximizar a **capacidade preditiva** em detrimento da **capacidade explicativa**, ou seja, de produzir resultados que tenham “significado físico”. Uma tentativa de se re-estabelecer a capacidade explicativa de modelos baseados em dados é a abordagem de modelagem denominada de *Data Based Mechanistic* (DBM), esquematizada por Young (2002) [158]. Essa técnica resulta não somente em previsões de vazão, mas também identifica estruturas e parâmetros internos que possuem capacidade explicativa. Diante disso, Todini argumenta:

Embora a abordagem de modelagem DBM reconheça a importância da coerência física da estrutura do modelo identificado, ela a deriva das observações, desconsiderando *de fato* os resultados de pelo menos 50 anos de esforços de pesquisa voltados para especificar os mecanismos hidrológicos físicos que geram as enchentes. Isso contrasta com o princípio de Bayes, que combinaria as observações com todo o conhecimento *a priori* possível sobre os processos hidrológicos e possivelmente sobre os valores dos parâmetros para obter previsões *a posteriori* menos incertas.<sup>50</sup> – Todini (2007, p. 471) [157].

Como salientado no Capítulo 1, *modelos são veículos simbólicos de teorias*. Nesse sentido, modelos baseados em dados são, em sua essência, **modelos estatísticos**: eles estabelecem uma teoria sobre os dados *em si*, sobre as suas relações internas. Como mencionado no Capítulo 2, tais modelos tendem a ser *sobre-ajustados aos dados*, fato que permite boas interpolações mas torna as extrapolações problemáticas, não contribuindo no processo de aprendizado que a Dinâmica de Sistemas oferece. Os modelos baseados em *processos*, por outro lado, instanciam uma representação sobre um *sistema-alvo* que existe em uma realidade objetiva *para além* dos

<sup>50</sup>Tradução livre de: *Although the DBM modelling approach recognises the importance of the physical coherence of the identified model structure, it derives it from the observations, thus disregarding de facto the results of at least 50 years of research efforts aimed at specifying the physical hydrological mechanisms that generate floods. This contrasts with the Bayes principle which would combine the observations with all possible a priori knowledge on the hydrological processes and possibly on the parameter values to obtain less uncertain a posteriori forecasts.*

dados – a bacia hidrográfica. Por isso, um modelo verdadeiramente hidrológico, baseado em processos, é capaz de simular o comportamento de uma bacia *mesmo sem nenhuma observação empírica disponível* (um cenário sintético, por exemplo), pois a modelagem é um processo de **inferência dedutiva**. O papel das evidências empíricas, nesse sentido, é de rejeitar ou corroborar a teoria veiculada pelo modelo.

### 3.4.2 O dilema da incomensurabilidade

Apesar da atratividade em termos da capacidade explicativa, os modelos baseados em processos, viabilizados pela Dinâmica de Sistemas, também passaram a demonstrar as suas limitações, especialmente diante das evidências supostamente associadas aos parâmetros. Mesmo representando mecanismos de resposta hidrológica conhecidos, a natureza altamente *agregada* dos compartimentos instanciados deixou cada vez mais nítido que definir os parâmetros de um modelo hidrológico para se obter bons resultados não era uma prática trivial, exigindo um longo processo de tentativa e erro, marcado por muitas nuances<sup>51</sup>. Para piorar, os valores dos parâmetros que produziam resultados aderentes às observações empíricas raramente coincidiam com valores medidos em campo. Por exemplo, Amoroch & Hart (1964) [159] chamam a atenção para resultados irreais obtidos internamente nesse tipo de modelo, devido a **efeitos de compensação** no balanço de massa imposto aos compartimentos. Por essa razão, Todini sugere que calibrar modelos hidrológicos com métodos de otimização sem maiores preocupações com a coerência física dos parâmetros acaba, na prática, transformando um modelo baseado em processos em um modelo baseado em dados, pois o foco tende a ser ajustar dados de entrada (chuva) e saída (vazão), e não explicar fenômenos em uma realidade objetiva [157]. Essa limitação deriva de dois problemas inexoráveis e indissociáveis da modelagem hidrológica: (1) o **problema da equifinalidade** e, (2) o **problema da escala**.

O problema da equifinalidade foi explorado no Capítulo 1 (Seção 1.6), sendo uma versão mais branda do problema da subdeterminação de teorias que postulam entidades inobserváveis. O termo “equifinalidade” foi introduzido por von Bertalanffy na Teoria Geral dos Sistemas (Capítulo 2, Seção 2.3), transmitindo a noção de que sistemas abertos diferentes podem convergir para estruturas similares. Na modelagem, está associado ao fato de que sistemas com estruturas ou mesmo parâmetros distintos podem exibir *comportamentos* similares, como no caso das respostas lentas ilustradas no protótipo de modelo da Seção 2.5. Assim, o processo de calibração de um modelo com informações parciais sobre seus processos (apenas a vazão observada, por exemplo), **não** garante que os outros processos internos estejam adequadamente representados em termos empíricos – por isso a discrepância entre parâmetros observados e ajustados. Mas mesmo que *existam* informações completas, o problema da escala, discutido adiante, implica que as diferenças entre a escala que o modelo representa e a escala das observações são *incomensuráveis*, ou incompatíveis, introduzindo o erro de comensurabilidade  $\varepsilon_{\Delta}$  nos resultados do modelo (ver a Equação (1.5), a equação do erro total). Cabe ressaltar que a questão da similaridade entre escalas foi um problema foi prontamente reconhecido no campo dos modelos de escala reduzida, mas só foi apreciado a partir da década de 1980 na modelagem hidrológica.

### 3.4.3 Abordagem de campos vetoriais

Diante das dificuldades de compatibilizar observações de campo com os ajustes dos sistemas modelados e a crescente capacidade computacional disponível pelos *mainframes*, Freeze & Harlan (1969) inauguraram uma nova visão sobre a modelagem hidrológica, originando o que

<sup>51</sup>Segundo Keith Beven, nos primórdios da modelagem de chuva-vazão, havia uma história de que a única pessoa que conseguia realmente calibrar o Modelo de Stanford, com todos os seus parâmetros, era Norman Crawford, que escreveu a versão original do modelo como parte de sua tese de doutorado (Beven 2012, p. 233 [61]).



2875 eles denominaram de **modelos fisicamente embasados**. Essa forma de modelagem, assim  
 como na Dinâmica de Sistemas, é baseada na descrição de processos. A diferença, no entanto,  
 é que os processos descritos por esses modelos são derivados *diretamente* de leis postuladas  
 pela Física: a conservação de massa, momento e energia. O artigo de Freeze & Harlan estabele-  
 2880 ceu um “projeto” de modelo fisicamente embasado que difere fundamentalmente da Dinâmica  
 de Sistemas em seus aspectos ontológicos. Ao contrário do paradigma sistêmico, que se funda-  
 menta em compartimentos agregados conectados por fluxos e retroações, no paradigma físico  
 existem apenas **campos vetoriais** de velocidade que atuam continuamente, distribuídos no do-  
 mínio do espaço tridimensional  $\mathbb{R}^3$  e modulados pelas condições iniciais e de contorno. Com  
 isso, os autores tinham como objetivo explícito oferecer uma alternativa superior aos modelos  
 2885 sistêmicos:

Com os modelos de sistemas hidrológicos, é possível simular hidrogramas do  
 escoamento fluvial com um alto grau de precisão para uma variedade de con-  
 dições hidrológicas e geográficas. O Stanford Watershed Model IV (Crawford  
 e Linsley) é o modelo mais conhecido e bem-sucedido desse tipo. Se o modelo  
 2890 que defendemos for promissor para o futuro, ele deve ser capaz de competir  
 com a abordagem de sistemas em termos de resultados práticos e utilidade.  
 Pode-se então argumentar a favor de sua superioridade com base no fato de  
 que uma melhor compreensão dos processos internos e seus efeitos no sistema  
 hidrológico como um todo é desejável e pode ser benéfica para a solução de  
 2895 problemas práticos. <sup>52</sup> – Freeze & Harlan (1969, p. 242) [160].

Ou seja, os autores apostavam que a saída para evitar os problemas já aparentes no processo  
 de calibração de modelos da Dinâmica de Sistemas era aplicar as leis da Física (Mecânica de  
 Fluidos) diretamente para descrever o ciclo hidrológico nas bacias – afinal, não era necessá-  
 rio reinventar a roda. O único entrave talvez fosse a capacidade computacional disponível,  
 2900 ainda que por outro lado não seria necessário calibrar os modelos por qualquer método de  
 busca intensivo, já que os parâmetros *verdadeiramente* físicos poderiam ser definidos *a priori*,  
 como a rugosidade de canais, ou a condutividade hidráulica. Outra vantagem prometida era  
 a capacidade de integração contínua entre as partes do sistema, como a enxurrada  $q_{si}$  e es-  
 coamento subterrâneo. Eles apontam que, apesar de certos processos do ciclo hidrológico na  
 2905 época ainda carecerem de estudos fisicamente embasados (como os processos de evaporação),  
 o escoamento unidimensional em canais e tridimensional em meio poroso já estavam bem es-  
 tabelecidos pelas equações de St. Venant e Darcy-Richards, respectivamente. Variações para  
 diferentes condições de contorno ou premissas de negligência poderiam ser desenvolvidas e  
 soluções obtidas em novos estudos teóricos.

2910 Um bom exemplo da abordagem fisicamente-embasada (e suas problemáticas) é a  
 modelagem do escoamento em meio poroso, a água no solo. Nesse caso, a lógica emerge a  
 partir da **Lei de Darcy**. Essa lei foi obtida experimentalmente por Henry Darcy (1803-1858)  
 com uma tubulação preenchida com areia, onde ele observou que a vazão de água na tubulação  
 $Q$  [ $L^3T^{-1}$ ] é diretamente proporcional à área da seção da tubulação  $A$  [ $L^2$ ] e à diferença de  
 2915 potencial hidrostático entre a entrada e a saída  $\Delta z$  [ $L$ ] [161]. Ao mesmo tempo, a vazão é  
 inversamente proporcional ao comprimento da tubulação  $l$  [ $L$ ]. Para transformar essas relações  
 em uma equação com consistência dimensional, é introduzida a **condutividade hidráulica**

<sup>52</sup>Tradução livre de: *With hydrologic systems models, it is possible to simulate streamflow hydrographs with a high degree of accuracy for a variety of hydrologic and geographic conditions. The Stanford Watershed Model IV (Crawford and Linsley), is the best-known and most successful model of this type. If the model we espouse is to offer promise for the future, it must be able to compete with the systems approach in terms of practical results and utility. A case could then be made for its superiority on the basis that a better understanding of the internal processes and their effects on the overall hydrologic system is desirable and could be beneficial to the solution of practical problems.*

$K$  [ $L T^{-1}$ ] <sup>53</sup>:

$$Q = K \frac{A}{l} \Delta z \quad (3.2)$$

2920 Essa é uma análise na **escala global**, ou seja, avaliando o comportamento *agregado* do sistema da tubulação. Mas então é realizado um movimento analítico crucial para se migrar para a **escala local**. Isso é feito ao se *assumir* que é possível representar *elementos infinitesimais* do solo, o que leva à definição do gradiente de potencial hidrostático  $\nabla\Phi$  [ $LL^{-1}$ ]:

$$\nabla\Phi = \frac{\Delta z}{l} \quad (3.3)$$

2925 Portanto, da Equação (3.2) segue que:

$$Q/A = K\nabla\Phi \quad \Rightarrow \quad u = K\nabla\Phi \quad (3.4)$$

Em que  $u$  [ $MT^{-2}$ ] é a **velocidade darciana** <sup>54</sup> do fluido. Para um domínio espacial tridimensional  $\mathbb{R}^3 = \{x, y, z\}$ :

$$u_x = -K \frac{\partial\Phi}{\partial x} \quad u_y = -K \frac{\partial\Phi}{\partial y} \quad u_z = -K \frac{\partial\Phi}{\partial z} \quad (3.5)$$

2930 Que faz a Lei de Darcy assumir a seguinte notação diferencial e vetorial <sup>55</sup>:

$$\mathbf{u} = -K\nabla\Phi \quad (3.6)$$

A manobra para *colapsar* a escala global em uma escala local de elementos infinitesimais é uma típica **idealização galileana**, quando se deduz matematicamente uma representação em uma *condição limite* partindo-se da representação de uma *condição observada* (ver Seção 2.2). Galileu usou o plano inclinado para então idealizar a condição limite do ângulo vertical para objetos em queda-livre. No caso do escoamento em meio poroso, a Lei de Darcy para uma tubulação com areia assume a forma da Equação (3.6) no limite de elementos infinitesimais de solo. A formulação completa para descrever o movimento da água no solo, incluindo fluxos na zona vadosa  $\mathbf{V}$ , é descrita pela Equação de Richards (ou Darcy-Richards). Richards (1931) [162], acoplou a Equação de Darcy com o balanço de massa na escala local (nos supostos elementos infinitesimais) produzindo um sistema de equações diferenciais parciais que precisam ser resolvidas no tempo e no espaço tridimensional <sup>56</sup>.

A proposta de modelagem inovadora feita por Freeze & Harlan (1969) foi explicitamente denominada de “projeto”, pois não estava prontamente operacional. Mas ela já apontava as direções para novas pesquisas nas frentes teóricas e aplicadas para que um modelo completamente integrado eventualmente fosse concretizado para além das equações. Esse processo foi, em parte, liderado pelo próprio Allan Freeze, em uma série de artigos que ele apresenta os resultados de diversas simulações experimentais no âmbito do escoamento da água subterrânea [163]. Em uma típica demonstração de modelagem exploratória, Freeze inicia esse movimento organizando os detalhes matemáticos teóricos (as equações diferenciais) e numéricos (os métodos de solução) para simular o escoamento transiente em meio poroso não-saturado no domínio tridimensional de uma encosta idealizada [164]. O resultado obtido por Freeze consiste em uma

<sup>53</sup>Para qualquer fluido e qualquer meio poroso  $K$  se define por:  $K = \frac{c}{\mu}$ , em que  $c$  [ $MT^{-2}$ ] é a permeabilidade do meio poroso, e;  $\mu$  [ $ML^{-1}T^{-1}$ ] é a viscosidade do fluido.

<sup>54</sup>A **velocidade real** do fluido é maior, uma vez que o fluido precisa escoar por uma seção relativamente menor, onde existem poros que sejam conectados.

<sup>55</sup>O sinal negativo denota que o sentido da velocidade é o contrário do gradiente de potencial hidrostático.

<sup>56</sup>A Equação de Richards pode assumir diferentes notações, mas em geral ela se estabelece com a expansão do potencial hidrostático para incluir, além do potencial gravitacional  $\Delta z$  também o potencial capilar da água, de forma que:  $\Phi = \Delta z + \psi$ . Com isso, condutividade hidráulica do fluido passa a ser variável em condições saturadas, exibindo inclusive efeitos de histerese.



solução pelo **método de diferenças finitas**, com uma **malha computacional** regular que pode ser aplicada para qualquer geometria superficial de encosta e padrão subterrâneo geológico (por exemplo, soleiras impermeáveis e diferentes horizontes de solo). Alternativamente, Beven (1977) [165] demonstrou que também é possível implementar soluções numéricas pelo **método de elementos finitos**, com a aplicação de uma malha computacional *irregular*. Com vistas de plano e perfil das variáveis simuladas, os experimentos virtuais com modelos desse tipo mostram detalhadamente o comportamento da água subterrânea diante de padrões espaciais de chuva e retirada de água por poços ou canais. Em avanços subsequentes, Freeze busca dialogar com as evidências empíricas sobre os novos mecanismos de escoamento que estavam sendo reportados pela comunidade científica no final dos anos 1960, frisando que o modelo fisicamente embasado desenvolvido produzia tais fenômenos naturalmente, a depender apenas das condições de contorno, isto é, a geometria da encosta [166], [167]. Nessa linha, a teoria física indicaria que a exfiltração  $q_{ss}$  seria dominante nas encostas convergentes convexas (vale encaixado) enquanto que o excesso de saturação dominaria nas encostas convergentes côncavas (vale em anfiteatro).

#### 3.4.4 El Dorado – a crise na Hidrologia

O projeto vislumbrado por Freeze & Harlan (1969), assim, se concretizou em diversos modelos mais outros menos integrados com o ciclo hidrológico, incluindo modelos como HEC-RAS (focado no escoamento superficial) e MODFLOW (focado em escoamento subterrâneo) [168]. Entre os modelos pioneiros e completamente integrados, destaca-se o modelo Système Hydrologique Européen (SHE), que foi desenvolvido a partir de 1976 por uma colaboração entre o Danish Hydraulic Institute, o British Hydrology Institute e a empresa de consultoria francesa SOGREAH. Após dez anos de desenvolvimentos, resultados operacionais passaram a ser divulgados e a estrutura do modelo foi publicada em uma série de artigos em 1986 [169], [170]. Segundo os seus autores, o modelo foi explicitamente inspirado no projeto de Freeze & Harlan (1969), ainda que tenham implementado uma versão simplificada do escoamento na zona vadosa **V**, com uma formulação unidimensional da Equação de Darcy-Richards. Apesar de todo o esforço alocado e a complexidade computacional em comparação aos modelos baseados na Dinâmica de Sistemas, os autores do modelo SHE prontamente reconhecem as suas limitações, em especial o problema da escala:

Em princípio, como os valores dos parâmetros são baseados em medições físicas, modelos como o SHE não deveriam exigir calibração. Na prática, entretanto, problemas como a representação inadequada dos processos hidrológicos e a possível diferença de escala entre a medição e o elemento de malha do modelo significam que alguma calibração provavelmente continuará sendo necessária. No contexto do SHE, isso é feito melhorando-se seletivamente as estimativas iniciais dos parâmetros por uma comparação entre variáveis hidrológicas observadas e simuladas, como vazão ou níveis do lençol freático. Atualmente, isso é realizado por tentativa e erro. <sup>57</sup> – Abbott *et al.* (1986, p. 53) [169].

Esse fato claramente quebra a promessa feita por Freeze & Harlan (1969), de que um modelo fisicamente embasado estaria livre de tais nuances, com a definição de parâmetros feitas *a priori*, sem a necessidade de ajustes manuais ou automatizados *a posteriori*.

As limitações práticas do modelo SHE abriram uma brecha para a instalação de uma

<sup>57</sup>Tradução livre de: *In principle, because the parameter values are based on physical measurements, models such as the SHE should not require calibration. In practice, though, problems such as inadequate representation of the hydrological processes and the possible difference in scale between the measurement and the model grid square mean that some calibration is likely to continue to be required. In a SHE context this is regarded as a selective improvement of initial parameter estimates, by a comparison between observed and simulated hydrological variables, e.g. stream discharges or phreatic surface levels. At present this is carried out on a trial and error basis.*

crise no âmbito da modelagem hidrológica, fornecendo insumos para uma discussão teórica e filosófica sobre os problemas de escala e de incertezas nos anos 1990 e 2000. Essa crise escancara-se no ensaio crítico feito por Beven (1989) [171], que organiza sistematicamente os problemas dos modelos fisicamente embasados. Nesse momento, Beven aponta que, na prática, a modelagem fisicamente embasada aplica uma **premissa de escalabilidade**, que é tão idealizadora como as demais simplificações vistas na Dinâmica de Sistemas, com a vantagem da última ser mais intuitiva. Por exemplo, Beven cita a aplicação do modelo SHE em uma bacia na Inglaterra que instanciou elementos de malha computacional com 250 metros de comprimento, como se a física dos campos de velocidade fosse aplicável para essa escala. As variáveis simuladas em um elemento de malha com centenas de metros de comprimento claramente não são comensuráveis com evidências empíricas pontuais. Além disso, mesmo com elementos de malha relativamente pequenos (na escala de centímetros), os modelos não sub-representam os processos que sabidamente ocorrem *abaixo* dessa escala. Ao contrário do escoamento livre em canais ou em aquíferos extensos e homogêneos, que são bem representados por campos de velocidade, as evidências empíricas sobre a macroporosidade em encostas com solos estruturados trazem incompatibilidades fundamentais com a ontologia dos modelos fisicamente embasados [152], [172]. Como foi ressaltado por Hursh & Fletcher (1942), citados acima, “Um único túnel de minhoca pode ser muito mais importante na drenagem de um bloco de solo maciço do que toda a área da seção transversal do espaço poroso”. Ao instanciar campos de velocidade contínuos, a Equação de Darcy-Richards simplesmente não captura a complexidade local da estrutura de macroporos do solo (ou, equivalentemente, fissuras em um aquífero fraturado). Do ponto de vista científico, Kirchner (2006) [173] lembra que equações diferenciais elegantes não garantem bons resultados por bons motivos – esse é um papel reservado para as evidências empíricas e testes de hipótese.

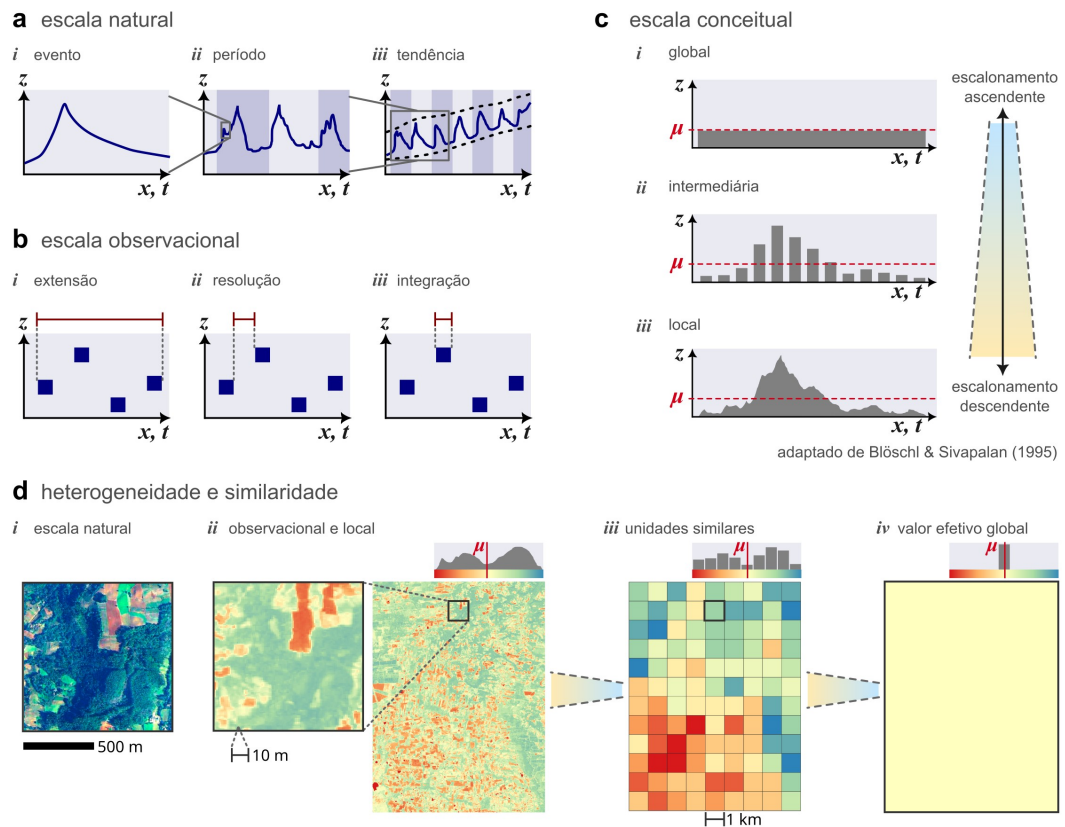
Com o advento das fortes críticas e discussões, a defesa dos modelos fisicamente embasados assumiu um tom pragmático, com um discurso muito mais brando em relação ao articulado por Freeze & Harlan (1969). Nessa linha, Woolhiser (1996) [174] sugere que o desenvolvimento de modelos que representem realisticamente os processos hidrológicos diretamente da teoria física talvez tenha sido uma grande ilusão da comunidade científica, análoga à busca do “El Dorado”. Por outro lado, Simmons *et al.* (2020) [168], alegam que o espírito central do projeto de Freeze & Harlan era promover o *acoplamento* entre os diversos compartimentos do ciclo hidrológico, como a atmosfera, o solo, subsolo e os rios – e não se obter uma descrição supostamente verdadeira da realidade. Como a maior parte das críticas orbitou em torno da representação de campos contínuos (a ontologia) e suas consequências filosóficas, a essência do projeto continua viva e produzindo importantes *insights* ao integrar em uma plataforma de modelagem diversas ciências, como Hidrologia, Climatologia e Ecologia. Por essa razão, eles enfatizam que o termo “fisicamente embasado” induz a uma interpretação falsa dos propósitos finais, sendo “modelos integrados” uma denominação mais apropriada. Um fato inegável de cunho pragmático que contribui nessa direção, trazido por Fatichi *et al.* (2016) [175], é que problemas complexos geralmente precisam de soluções complexas. Ou seja, diversas aplicações práticas necessitam de **modelos distribuídos**, que representem com detalhes suficientes os processos hidrológicos no espaço bi ou tridimensional para auxiliar na tomada de decisões envolvendo a gestão de recursos hídricos, como mapeamento de inundações e mudanças de uso do solo. Além disso, Clark *et al.* (2017) [176] alegam que os problemas filosóficos de escala e incerteza, ainda que inevitáveis, estão cada vez mais assimilados por modelos integrados, em especial com **técnicas de escalonamento**, com parametrizações aninhadas que podem ir desde o elemento de malha mais fino da escala local, passando por escalas intermediárias, indo até a escala global do domínio da modelagem.

## 3.5 As questões de escala

### 3.5.1 Escalonamento ascendente e descendente

A relevância da escala na modelagem hidrológica assume contornos claros na década de 1990, especialmente após a revisão de Blöschl & Sivapalan (1995) [177]. Esses autores apresentam um artigo conceitual abrangente, que transforma o problema da escala, ainda que inevitável, em algo tratável por meio de uma abordagem estruturada. O ponto de partida de sua análise é a dualidade ciência-gestão, ou seja, a distinção entre **modelos preditivos**, usados para resolver questões práticas específicas, e **modelos exploratórios**, voltados para formalizar e articular teorias sobre o sistema hidrológico. Os problemas práticos de gestão de recursos hídricos, principais alvos da aplicação de modelos hidrológicos, variam substancialmente em termos de escala temporal, desde horas, para alertas de inundações, até décadas, para os impactos das mudanças no uso do solo. Nesse contexto, os desafios relacionados à escala na modelagem surgem quando os modelos são configurados para operar de forma preditiva, com seus parâmetros condicionados por observações empíricas em condições específicas de tempo e espaço, e depois aplicados para produzir previsões em situações distintas. Um exemplo clássico já mencionado é a dificuldade que Horton enfrentou ao usar medições pontuais de capacidade de infiltração para fazer previsões na escala da bacia hidrográfica em La Grange Brooke [104]. Essa diferença de condições exige uma transferência de informação entre escalas, ou **escalonamento**, que geralmente não é trivial, como destacado acima na discussão sobre modelos fisicamente embasados. Assim, o conceito de escala se define pelos atributos de tempo e espaço, podendo ser resumido como uma **velocidade característica**. O problema de escala, portanto, apresenta-se como um problema de escalonamento, ou seja, na dificuldade de transferência de informações entre diferentes velocidades.

Blöschl & Sivapalan (1995) também avançam para estabelecer a noção crucial de que existem três escalas a serem compreendidas e compatibilizadas em um exercício de modelagem: a **escala natural**, a **escala observacional** e a **escala conceitual** (Figura 3.9). A escala natural refere-se à velocidade característica real exibida pelos processos hidrológicos. Ela pode ser classificada de diferentes maneiras: como o tempo de vida de **eventos** intermitentes, como enchentes; pelo **período** de eventos anuais, como o derretimento de neve ou a chegada de estações úmidas; ou pela duração das **tendências** em processos estocásticos de longa duração, que apresentam algum grau de autocorrelação, como a depleção ou o enchimento de aquíferos (Figura 3.9a). Os autores também expandem essa ideia para escalas espaciais, definidas pela extensão e tendências no espaço, dependendo da natureza do processo. Alguns processos, como a precipitação, não têm uma escala preferencial, pois se distribuem em múltiplas escalas devido ao aninhamento de subprocessos de pequena e larga escala, geralmente com **lacunas espectrais** entre eles, ou seja, intervalos onde certas escalas são menos frequentes. O escoamento dos rios também segue essa estrutura de processos aninhados, com picos de enchentes resultantes de mecanismos de resposta rápida sobrepostos a mecanismos de resposta lenta, como o da água subterrânea ou a ocupação de grandes planícies de inundação. Mesmo as respostas rápidas ocorrem em diferentes escalas aninhadas, como enxurradas a partir de pequenas parcelas de solo e a formação de áreas úmidas ripárias ou nascentes efêmeras, manifestando-se na escala da encosta. A escala observacional, por sua vez, consiste na escala ocupada pelas evidências empíricas, surgindo da necessidade de se gerenciar um número finito de amostras. Ela possui três aspectos principais: a **extensão** ou cobertura do conjunto de dados, a **resolução** ou espaçamento entre as amostras, e o intervalo de **integração** da amostra (Figura 3.9b). Se a amostragem fosse infinita (ou infinitesimal), a escala observacional coincidiria com a escala natural, capturando até mesmo o ruído amostral. Já uma amostragem muito esparsa captura apenas a tendência do processo, na melhor das hipóteses. Um exemplo típico disso é um pluviômetro que, ao ser lido diariamente, reporta a chuva acumulada em um intervalo de um dia, intervalo esse que pode ser muito maior que a duração natural de uma chuva que ocorreu por



**Figura 3.9 — Sistematização das diferentes escalas.** Sistema organizado Blöschl & Sivapalan (1995) [177] sobre as escalas a serem compatibilizadas no tempo e no espaço. **a** — A escala natural dos processos varia em: (i) escala do evento; (ii) escala do período, e; (ii) escala da tendência. **b** — A escala observacional apresenta três aspectos: (i) extensão; (ii) resolução, e; (ii) integração. **c** — A escala conceitual faz a mediação entre a escala natural e observacional pelos métodos de escalonamento. O modelo opera em escala aninhadas: (i) escala global; (ii) escalas intermediárias, e; (ii) escala local. **d** — Valores efetivos através das escalas: escala natural, onde os processo ocorrem (i); a escala observacional estabelece o limite inferior da escala conceitual local (ii); escala intermediária de unidades similares (iii), e; valor efetivo do processo na escala global (iv).

apenas alguns minutos. Ainda assim, essa leitura captura a tendência das chuvas em uma escala semanal ou mensal. Por outro lado, amostras detalhadas de solo podem fornecer informações sobre a condutividade hidráulica extremamente localizada, que não refletem o efeito real de macroporos e caminhos preferenciais na escala da encosta. Nesse caso, a escala do processo é mais ampla, tornando as amostras pontuais incomensuráveis. Idealmente, as observações devem ser compatíveis com a escala dos processos de interesse, posicionando a amostragem em um ponto ótimo entre a faixa de ruído e a faixa de tendência.

A escala natural e a escala observacional relacionam-se na modelagem hidrológica ao serem mediadas pela escala conceitual, que é a escala de representação do modelo em si (Figura 3.9c). É aqui que reside o desafio da escalonamento, pois geralmente a escala conceitual é muito maior ou muito menor que a escala observacional, o que introduz o inevitável erro de comensurabilidade  $\varepsilon_{\Delta}$ . Como discutido anteriormente, tanto o reservatório de solo instanciado pela Dinâmica de Sistemas quanto um elemento de malha computacional em um modelo fisicamente embasado representam blocos maciços que são incomensuráveis com qualquer observação pontual obtida em campo. Ainda assim, esse erro pode ser minimizado ao se representar o sistema-alvo simultaneamente em escalas aproximadas às observações disponíveis. Na prática, isso significa dividir o modelo em pelo menos dois patamares aninhados: uma **escala global**, mais agregada, e uma **escala local**, mais detalhada. Escalas intermediárias também podem ser incrementalmente instanciadas, dependendo dos processos hidrológicos simulados e das observações disponíveis. Na escala global, por exemplo, são representados os processos altamente agregados da bacia hidrográfica, como o escoamento fluvial em uma seção

do rio e o fluxo final de evapotranspiração, resultados acumulados de diversos subprocessos em escalas menores. Já na escala local, são representados os detalhes desses subprocessos em pequenas parcelas ou elementos de malha, como a entrada de chuva e a geração de escoamento em diferentes partes da paisagem. Nesse sentido, as variáveis de armazenamento e de fluxo, os parâmetros e os dados de entrada precisam ser compatibilizados em todos os níveis, sendo necessário transferir informação de um nível para outro, ou seja, precisam ser escalonados.

A saída para essa situação, portanto, consiste na definição de uma **função de escalonamento** que seja válida entre os patamares simulados. Essas funções realizam tanto o **escalonamento ascendente**<sup>58</sup> da informação (transferência de baixo para cima) quanto o **escalonamento descendente**<sup>59</sup> da informação (transferência de cima para baixo). Para níveis e fluxos materiais, que se conservam, a função de escalonamento ascendente pode ser simplesmente a média ou a soma em uma dada extensão espacial ou temporal. O fluxo de evapotranspiração global de uma bacia hidrográfica, assim, seria a média dos fluxos locais (a integral). O escalonamento descendente, por outro lado, geralmente consiste em um processo não trivial que depende fortemente do processo em questão. No caso das propriedades dos solos e das rochas, como a condutividade hidráulica, a única forma de descompactar essa informação é a partir de mapas que revelem o seu padrão ou **heterogeneidade espacial**. A mesma estratégia de mapeamento se aplica para parâmetros relacionados com a vegetação ou cobertura do solo, como a capacidade de interceptação  $c_{\max}$  e a capacidade de retenção superficial  $s_{\max}$ . Na ausência de informações diretas, o uso de **co-variáveis** ou indicadores pode ser empregado com uma função de escalonamento descendente, ou **função de distribuição**, o que adiciona novas hipóteses auxiliares ao arcabouço teórico do modelo. Por exemplo Collischonn *et al.* (2007) [178] assumem a hipótese de que a capacidade de interceptação  $c_{\max}$  local é diretamente proporcional ao Índice de Área Foliar (LAI), ou seja:  $c_{\max,i} = c \cdot \text{LAI}_i$ , em que  $c$  é uma constante de proporcionalidade. Por outro lado, as co-variáveis podem ser aplicadas para *agrupar* regiões espaciais que exibem, teoricamente, **similaridade hidrológica**, ou seja, são regiões suficientemente homogêneas em relação um determinado processo na escala avaliada. Nesse contexto, a co-variável denomina-se **índice de similaridade hidrológica**. As regiões homogêneas resultantes desse agrupamento, denominadas de **unidades de resposta hidrológica**, reduzem sobremaneira o custo computacional já que executam um processamento em blocos, em oposição ao processamento em malha requerido na escala local. Assim, os modelos que aplicam essa abordagem no escalonamento descendente são tidos como **modelos semi-distribuídos**, pois não representam a escala local de forma completamente explícita, a informação ainda está compactada em na escala intermediária das unidades de resposta hidrológica. Por fim, outro desafio na escala local consiste na **regionalização** de valores localizados em pontos ou manchas para suas vizinhanças laterais, na mesma escala, como no caso de observações de chuva pontuais que são interpoladas para representar um campo contínuo no espaço. Assim como no caso da função de distribuição de parâmetros, esse processo de interpolação introduz novas hipóteses auxiliares (e suas incertezas) no processo de modelagem.

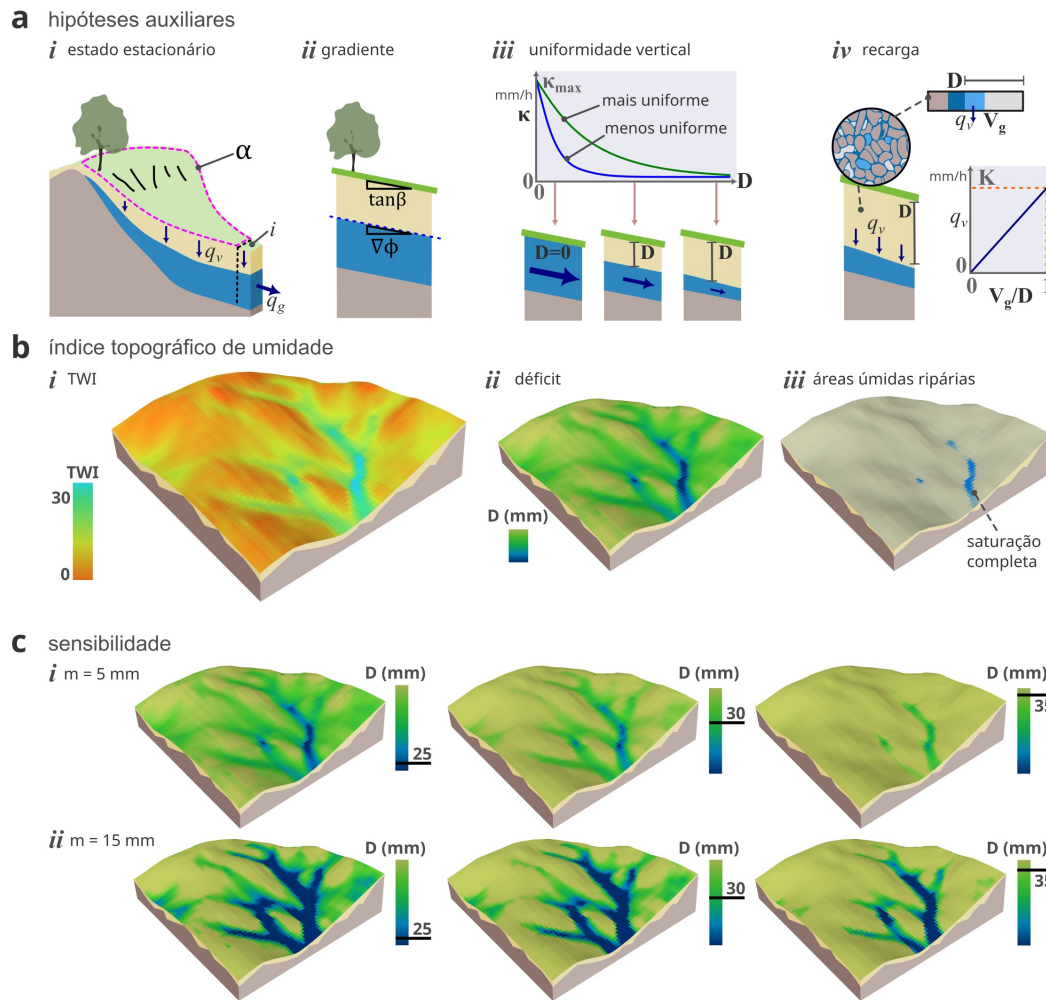
### 3.5.2 Escalonamento com o modelo TOPMODEL

Um exemplo de escalonamento que convém apresentar neste momento é o modelo TOPMODEL, articulado inicialmente por Beven & Kirkby (1979) em um estudo na bacia Crimple Beck (Inglaterra, 8 km<sup>2</sup>) [179]. Esse modelo, instanciado no paradigma da Dinâmica de Sistemas, apesar de exibir uma estrutura de compartimentos relativamente simples, representa de forma eficaz o mecanismo da área de contribuição variável, produzindo respostas hidrológicas rápidas tanto por enxurradas quanto pelo excesso de saturação nas áreas úmidas. Durante a simulação, o modelo representa explicitamente a expansão e retração das áreas úmidas ripárias ao longo

<sup>58</sup>Tradução de *upscaling*, no inglês.

<sup>59</sup>Tradução de *downscaling*, no inglês.





**Figura 3.10 — Hipóteses e implicações do TOPMODEL.** O TOPMODEL é um modelo que realiza o escalonamento descendente da saturação no solo a partir de um índice topográfico de saturação, o Índice Topográfico de Umidade (TWI). **a** — O TWI na versão clássica do modelo é obtido ao se aplicar a Lei de Darcy com três hipóteses auxiliares: a hipótese de estado estacionários (detalhe *i*); a hipótese de solos rasos (detalhe *ii*), e; a hipótese de decaimento vertical da transmissividade (detalhe *iii*). Uma quarta hipótese auxiliar é o fluxo de recarga  $q_v$  como uma função linear da pressurização da zona vadosa  $V$  (detalhe *iv*). **b** — A aplicação da função de escalonamento do modelo utiliza o distribuí o TWI (detalhe *i*) para se determinar o déficit gravitacional  $D$  e as áreas úmidas ripárias na escala na escala local (detalhe *ii* e *iii*). **c** — Os detalhes *i* e *ii* comparam a sensibilidade da distribuição local do déficit para solos mais ou menos uniformes (parâmetro  $m$ ). Uma bacia com solo mais uniforme ( $m$  alto) exibe uma distribuição de déficits mais dispersa do que uma bacia com solo menos uniforme ( $m$  baixo).

do talvegue do terreno, conforme a bacia hidrográfica recebe mais ou menos chuva. O fluxo de chuva efetiva  $p_s$  que incide diretamente sobre as áreas saturadas torna-se eventualmente parte da resposta rápida de eventos de enchente, enquanto a porção restante da chuva efetiva  $p_s$  incide sobre o solo seco, podendo então se infiltrar.

Ao contrário do alto custo computacional dos modelos fisicamente embasados, que precisam resolver numericamente a Equação de Darcy-Richards em uma malha computacional, a abordagem do TOPMODEL identifica o padrão espacial de saturação do solo na escala local por meio de uma função de escalonamento descendente (distribuição) de baixo custo computacional. Diante de evidências empíricas apenas de chuva e vazão, as duas abordagens são empiricamente equivalentes, com a vantagem de que o TOPMODEL é mais simples (ou seja, possuiu um maior grau de falseabilidade). Nesse sentido, o uso de um modelo fisicamente embasado passa a ser justificado somente quando evidências mais detalhadas se tornam disponíveis, tais como níveis piezométricos, topografia da soleira e parâmetros de qualidade da água<sup>60</sup>.

<sup>60</sup>Para mapeamentos detalhados da evolução de plumas de contaminação no subsolo, por exemplo, um modelo



A saturação do solo no TOPMODEL é expressa pelo déficit gravitacional  $\mathbf{D}$  na escala local na bacia hidrográfica, denotado por  $D_i$  [L], onde  $i$  é um elemento qualquer de uma malha que divide a bacia em  $N$  elementos. Ou seja, quando  $D_i = 0$ , o solo está completamente saturado no elemento  $i$  e a água da chuva efetiva  $p_s$  incidente sobre esse elemento não poderá se infiltrar, restando acumular-se na superfície até atingir a capacidade de retenção superficial  $s_{\max}$ . A função de compactação dessa variável transfere a informação através das escalas pelo simples cálculo da média:

$$D = \frac{1}{N} \sum_i^N D_i \quad \forall i \in \{1, 2, \dots, N\} \quad (3.7)$$

Em que  $D$  [L] é o déficit global e;  $D_i$  [L] é o déficit local. Ou seja, o déficit gravitacional  $\mathbf{D}$  na escala global consiste na média dos déficits na escala local  $D_i$ . A distribuição do déficit gravitacional da escala global para a escala local, por outro lado, fundamenta-se no uso de um **índice de saturação**. Esse índice, assim, é tido como uma *co-variável* do déficit gravitacional, de forma que os *desvios da média* entre a escala local e global são linearmente proporcionais:

$$D - D_i \propto \lambda_i - \lambda \quad \forall i \quad (3.8)$$

Em que  $\lambda_i$  [–] é o índice de saturação na escala local, e;  $\lambda$  [–] é o índice de saturação na escala global, ou seja, a média obtida por:

$$\lambda = \frac{1}{N} \sum_i^N \lambda_i \quad \forall i \quad (3.9)$$

A Equação (3.8) torna-se em uma igualdade ao se introduzir uma constante de proporcionalidade:

$$D - D_i = \omega(\lambda_i - \lambda) \quad \forall i \quad (3.10)$$

Em que  $\omega$  [L] é o fator de escalonamento. Com o remanejo dos termos, o déficit gravitacional local  $D_i$  é obtido pela seguinte função de distribuição:

$$D_i = D + \omega(\lambda - \lambda_i) \quad \forall i \quad (3.11)$$

Em que  $D_i$  deve ser truncado em zero, de maneira a não assumir valores negativos. Em um modelo hidrológico, a Equação (3.11) objetiva distribuir localmente o déficit global  $D$  a cada passo de tempo, permitindo que outras variáveis na escala local possam ser especificadas, como a recarga  $q_v$  e o escoamento superficial. Nesse caso, os elementos  $i$  onde  $D_i = 0$  correspondem precisamente nas áreas de solo saturado, a área de contribuição variável que invariavelmente irá produzir respostas rápidas de escoamento diante de eventos de chuva.

Aqui, cabe destacar que a Equação (3.11) é uma formulação genericamente aplicável para qualquer índice de saturação  $\lambda_i$ . Contudo, originalmente Beven & Kirkby (1979) a deduziram teoricamente a partir da Lei de Darcy e algumas hipóteses auxiliares (ver Figura 3.10a), o que resultou no índice de saturação  $\lambda_i$  então denominado **Índice Topográfico de Umidade (TWI)**, que é calculado por:

$$T_i = \ln(\alpha_i / \tan \beta_i) \quad \forall i \quad (3.12)$$

Em que  $\alpha_i$  [ $L^2 L^{-1}$ ] é a área de drenagem local por unidade de contorno, e;  $\beta_i$  [–] é a declividade local do terreno. Ou seja: o potencial local de saturação do solo (1) é maior quanto maior a área de drenagem, e (2) é maior quanto menor for a declividade do terreno. Mapas de TWI podem assim ser obtidos diretamente de um **modelo digital de elevação (MDE)** com a aplicação de técnicas de geoprocessamento. A declividade local  $\beta_i$ , por exemplo, pode ser

fisicamente embasado consiste na única alternativa que oferece a ontologia compatível com o problema em questão.

estimada pelo método de Horn (1981) [180] ao se computar as diferenças de altitude oeste-leste e norte-sul na **mantissa**<sup>61</sup> do elemento de malha. A determinação da área de drenagem local por unidade de contorno  $\alpha_i$ , por outro lado, consiste em uma análise mais intensiva em termos computacionais, pois é necessário rastrear todos os elementos de malha à montante de cada elemento qualquer. Isso não pode ocorrer antes se remover depressões espúrias no MDE, que fazem o método truncar. Barnes *et al.* (2014) [181] introduzem um algoritmo eficiente para esse processo, assim como revisam diversas outras estratégias disponíveis na literatura. Uma vez obtido um MDE sem depressões, a área de drenagem é computada por métodos de acúmulo de fluxo, como o método de fluxo unidirecional de O'Callaghan & Mark (1984) [182] ou o método de fluxo multidirecional de Freeman (1991) [183]. Quinn *et al.* (1991) [184] demonstram que há uma sensibilidade substantiva no TOPMODEL diante da escolha do método de acúmulo de fluxo, sugerindo que o método multidirecional apresenta melhor adequação empírica. Além disso, os autores também avaliam a possibilidade de *sobreposição* de métodos, para ajustar o TWI entre a regiões de drenagem efêmera (multidirecional) e perene (unidirecional).

São três hipóteses auxiliares que fundamentam teoricamente a Equação (3.12). A primeira delas é a hipótese de estado estacionário (detalhe *i* na Figura 3.10a), a noção que se estabelece uma condição local de estado estacionário a cada passo de tempo, de maneira que o escoamento de base lateral é igual ao fluxo de recarga:

$$q_{g,i} = q_v \cdot \alpha_i \quad \forall i \quad (3.13)$$

Em que  $q_{g,i}$  [ $L^2T^{-1}$ ] é o fluxo de base lateral por unidade de contorno;  $q_v$  [ $LT^{-1}$ ] é o fluxo de recarga, e;  $\alpha_i$  [ $L^2L^{-1}$ ] é a área de drenagem local por unidade de contorno. A segunda hipótese auxiliar (detalhe *ii* na Figura 3.10a) assume que o solo é raso o suficiente para que o gradiente hidráulico local na zona freática  $\nabla\Phi_i$  [ $LL^{-1}$ ] seja aproximado pela declividade local do terreno  $\tan\beta_i$  [ $LL^{-1}$ ]:

$$\nabla\Phi_i = \tan\beta_i \quad \forall i \quad (3.14)$$

A terceira hipótese auxiliar (detalhe *ii* na Figura 3.10a) é que condutividade hidráulica local  $K_i$  [ $LT^{-1}$ ] decai exponencialmente com o déficit gravitacional, ou seja, quanto mais seco o solo, menor é condutividade hidráulica. Essa é uma hipótese coerente com as observações empíricas de que os horizontes superiores do solo, com camadas orgânicas e macroporos, exibem uma condutividade maior que as partes inferiores, mais minerais. A condutividade hidráulica por unidade de contorno é expressa como a **transmissividade hidráulica**, de fazendo a hipótese assumir a seguinte forma:

$$\kappa_i = \kappa_{\max} \cdot e^{-D_i/m} \quad \forall i \quad (3.15)$$

Em que  $\kappa_i$  [ $L^2T^{-1}$ ] é a transmissividade local;  $\kappa_{\max}$  [ $L^2T^{-1}$ ] é a transmissividade máxima em condições saturadas;  $D_i$  [ $L$ ] é o déficit local, e;  $m$  [ $L$ ] é a constante de **uniformidade vertical do solo**. Quanto maior o valor de  $m$ , mais gradual é a mudança da transmissividade em função da saturação, de maneira que:  $\lim_{m \rightarrow \infty} T = T_{\max}$ . Ao se considerar os fluxos por unidade de contorno do terreno, a Equação de Darcy (3.6) assume a seguinte estrutura:

$$u = K\nabla\Phi \Rightarrow q_{g,i} = \kappa_{\max}\nabla\Phi_i \quad \forall i \quad (3.16)$$

Em que a velocidade darciana  $u$  [ $LT^{-1}$ ] corresponde ao escoamento de base lateral por unidade de contorno  $q_{g,i}$  [ $L^2T^{-1}$ ]. Conectando as Equações (3.13), (3.14) e (3.15) na Equação de Darcy (3.16):

$$q_v\alpha_i = \kappa_{\max}e^{-D_i/m}\tan\beta_i \quad \forall i \quad (3.17)$$

O déficit local  $D_i$  pode ser isolado, de forma que:

$$D_i = -m \ln(q_v\alpha_i/\kappa_{\max}\tan\beta_i) \quad \forall i \quad (3.18)$$

<sup>61</sup>Em uma malha retangular de elementos, a mantissa consiste nos oito elementos vizinhos no entorno de um elemento qualquer.

Pelas propriedades logarítmicas, também chega-se na seguinte relação, que isola os termos das variáveis hidrológicas estáticas, das variáveis hidrológicas dinâmicas e os termos puramente topográficos :

$$\ln(q_v/\kappa_{\max}) = -D_i/m - \ln(\alpha_i/\tan \beta_i) \quad \forall i \quad (3.19)$$

Agora, considerando que o déficit global  $D$  é a média dos déficits locais  $D_i$ , a Equação (3.18) pode ser aplicada na Equação (3.7):

$$D = \frac{1}{N} \sum_i^N -m \ln(q_v \alpha_i / \kappa_{\max} \tan \beta_i) \quad \forall i \quad (3.20)$$

Pelas propriedades dos somatórios e assumindo  $m$  e  $\kappa_{\max}$  espacialmente homogêneos, os termos locais podem ser isolados dos termos globais:

$$D = \left[ -m \frac{1}{N} \sum_i^N \ln(\alpha_i / \tan \beta_i) \right] - [m \ln(q_v / \kappa_{\max})] \quad \forall i \quad (3.21)$$

Substituindo (3.19) em (3.21), chega-se em:

$$D = \left[ -m \frac{1}{N} \sum_i^N \ln(\alpha_i / \tan \beta_i) \right] + D_i + m \ln(\alpha_i / \tan \beta_i) \quad \forall i \quad (3.22)$$

Que é homóloga à Equação (3.10), sendo  $\lambda_i = T_i$  e  $\omega = m$ :

$$D_i = D + m \left[ \left( \frac{1}{N} \sum_i^N T_i \right) - T_i \right] \quad \forall i \quad (3.23)$$

No total, a versão do TOPMODEL articulada em Beven & Kirkby (1979) apresenta sete parâmetros regulando reservatórios e fluxos do balanço hídrico no solo, assim como um parâmetro de velocidade de escoamento, empregado na simulação da propagação de vazão na rede de drenagem de canais. Em especial, os parâmetros  $m$  e  $Q_{g,\max}$  podem ser estimados *a priori* a partir da curva de recessão do rio durante estiagens observadas em tempo frio (com baixas perdas de água por evapotranspiração), uma vez que a integração da Equação (3.15) por todos os trechos laterais de canais determina o escoamento de base:

$$Q_{g,t} = Q_{g,\max} \cdot e^{-D_t/m} \quad \forall t \quad (3.24)$$

Em que  $Q_g$  [ $L^3 T^{-1}$ ] é o escoamento de base;  $Q_{g,\max}$  [ $L^3 T^{-1}$ ] é a capacidade de produção do aquífero;  $D_t$  [L] é o déficit global no tempo  $t$ , e;  $m$  [L] é a uniformidade vertical do solo. Os detalhes na Figura 3.10b demonstram o quanto o modelo é sensível diante de mudanças na uniformidade vertical do solo. A distribuição do déficit local, nessa linha, torna-se incrementalmente mais dispersa, à medida que o valor de  $m$  aumenta. Isso ocorre evidentemente em razão desse ser um multiplicador na função de escalonamento (Equação (3.11)). A implicação prática é que uma bacia com solo relativamente mais uniforme irá produzir relativamente mais áreas úmidas ripárias. A interpretação física dessa implicação é que, mantida a mesma capacidade de produção do aquífero  $Q_{g,\max}$ , um solo mais uniforme transmite mais água, drenando as encostas mais altas mais rapidamente à medida que o déficit global da bacia aumenta.

A condutividade hidráulica  $K$  do solo é empregada no TOPMODEL em uma revisão do modelo apresentada por Beven & Wood (1983) [185], sob uma quarta hipóteses auxiliares sobre o fluxo de recarga  $q_v$  (detalhe *iv* na Figura 3.10a). Nesse caso, os autores assumem que o fluxo vertical de recarga  $q_v$  na escala local tende linearmente para o valor da condutividade

hidráulica  $K$  à medida que a zona vadosa  $\mathbf{V}$  torna-se pressurizada pela carga hidráulica<sup>62</sup>:

$$q_{v,i} = K \cdot \frac{V_{g,i}}{D_i} \quad \forall i \quad (3.25)$$

3300 Em que  $q_{v,i}$  [ $LT^{-1}$ ] é a recarga local;  $K$  [ $LT^{-1}$ ] é a condutividade hidráulica do solo;  $V_{g,i}$  [ $L$ ] é a água gravitacional local na zona vadosa  $\mathbf{V}$ , e;  $D_i$  [ $L$ ] é o déficit local. Ou seja, a pressurização na zona vadosa  $\mathbf{V}$  é representada pela razão entre a água gravitacional e o déficit de saturação, que também pode ser interpretado como a *capacidade* de armazenamento de água gravitacional da zona vadosa  $\mathbf{V}$ . Assim, como a água gravitacional na zona vadosa  $\mathbf{V}$  é restringida pelo  
3305 déficit, a razão  $V_{g,i}/D_i$  tende a 1 quando o déficit tende a zero, ou  $\lim_{D_i \rightarrow 0} qv = K$ .

A versão clássica do TOPMODEL resume-se basicamente aos conceitos e equações organizados acima, sendo a sua hipótese principal a função de escalonamento descendente representada pela Equação (3.11). A sua marca fundamental, portanto, é representar enchentes produzidas tanto pelas enxurradas quanto pelo excesso de saturação, o que é feito com os mapas simulados de áreas úmidas ripárias obtidos por um indicador topográfico (no caso, o TWI).  
3310 Por outro lado, as demais equações de fluxo, como o fluxo de evapotranspiração em cada reservatório do sistema e propagação hidráulica para jusante, são acoplamentos ao modelo básico que podem ou não ser modificadas. Autores como Ambroise *et al.* (1996) [186] e Iorgulescu & Musy (1997) [187], de fato, implementaram generalizações nas hipóteses auxiliares, deduzindo formulações genéricas para se calcular o índice topográfico de saturação. Nesse mesmo  
3315 sentido, Beven & Freer (2001) [188] produziram uma versão mais complexa do modelo, denominada de TOPMODEL Dinâmico, em que a área de drenagem local  $\alpha_i$  é substituída para a área de recarga local  $\alpha_{v,i}$ , que precisa ser atualizada a cada passo de tempo da simulação (procedimento que torna essa versão computacionalmente mais intensiva).

3320 Além da capacidade de modificações, Beven [61] sugere que a versão clássica pode ser instanciada como um modelo semi-distribuído, agregando a média do índice de saturação por faixas discretas do seu histograma em unidades de resposta hidrológica. Ou seja, em pequenas faixas incrementais do índice, assume-se que os elementos de malha apresentam similaridade hidrológica. Com isso, regiões relativamente abrangentes de elementos no espaço  
3325 são escalonadas para uma quantidade relativamente pequena de blocos homogêneos, reduzindo drasticamente o custo computacional de simular o modelo. Mapas mais detalhados na escala local, assim, podem ser recuperados após o processamento – basta utilizar o mapa-fonte do índice de saturação para posicionar os processos simulados no seus respectivos elementos de malha. Apesar de ser uma estratégia de teor prático, relacionada ao modelo procedural, o  
3330 uso de um modelo semi-distribuído traz consequências sobre os resultados simulados. Por exemplo, o processamento em malha em uma abordagem completamente distribuída permite a representação da heterogeneidade espacial e temporal de outros fluxos e parâmetros (como a distribuição da chuva, por exemplo), o que não é possível em uma abordagem semi-distribuída. Como a necessidade de uso intensivo de simulações em técnicas de diagnóstico demandam  
3335 que o tempo de simulação dos modelos não sejam um gargalo crítico (ver a Seção 2.6), essas questões devem ser sopesadas para se chegar em uma estratégia adequada para se endereçar o problema da dimensionalidade.

### 3.5.3 Escalonamento com o modelo PLANS

3340 O modelo PLANS é uma versão do TOPMODEL que exhibe estratégias tanto de generalização do índice de saturação quanto de modelagem semi-distribuída. Ilustrado na Figura 3.11, o modelo foi desenvolvido por mim e demais colegas com propósito explícito de estabelecer uma

<sup>62</sup>Na verdade, os autores introduziram um estranho termo de “atraso por unidade de déficit”  $t_d$  [ $TL^{-1}$ ], fazendo a equação da recarga assumir a seguinte forma:  $q_v = V_g/t_d D$ . Ainda que idêntica, essa notação não faz muito sentido hidrológico, principalmente considerando que a condutividade hidráulica é um conceito bem estabelecido. Em observâncias aos princípios de modelagem de John Sorman (Capítulo 2), mantive uma notação mais clara.

ferramenta para auxílio na formulação de políticas baseadas em evidências no contexto da expansão das Soluções Baseadas na Natureza (SBN)<sup>63</sup> em bacias hidrográficas no Brasil [3], [4]. O termo “Soluções Baseadas na Natureza” consiste em um abrigo conceitual para uma coleção de técnicas e abordagens em diferentes escalas que se inspiram ou fazem uso de processos naturais. Veremos adiante, no próximo capítulo, que esse movimento de políticas públicas pode se beneficiar do uso de modelagem dentro de um arcabouço de princípios básicos. A primeira versão do modelo PLANS consistia em um modelo um pouco mais complexo do que o protótipo apresentado no capítulo anterior. Essa versão inicial foi utilizada em um estudo de modelagem exploratória que aplicou técnicas de busca para alocar de forma otimizada a expansão das SBN ao longo do tempo sob cenários de futuro [3]. Por um lado, a aplicação do modelo teve sucesso em explicitar nuances e estimular revisões de modelos mentais. No caso, o modelo apurou que a expansão das SBN elencadas apresentam ganhos de escala em bacias relativamente mais degradadas – o desempenho incremental em áreas mais preservadas possivelmente não compensam o investimento. Por outro lado, a natureza altamente agregada dessa versão inicial não permitia se avaliar exatamente *onde* a expansão de SBN deveria ocorrer, fazendo do modelo falhar na adequação ao problema de alocação espacial. Essa deficiência me obrigou a abandonar a estrutura inicial para então instanciar uma versão do TOPMODEL feita sob medida para endereçar o problema da expansão das SBN tanto no tempo quanto no espaço [4].

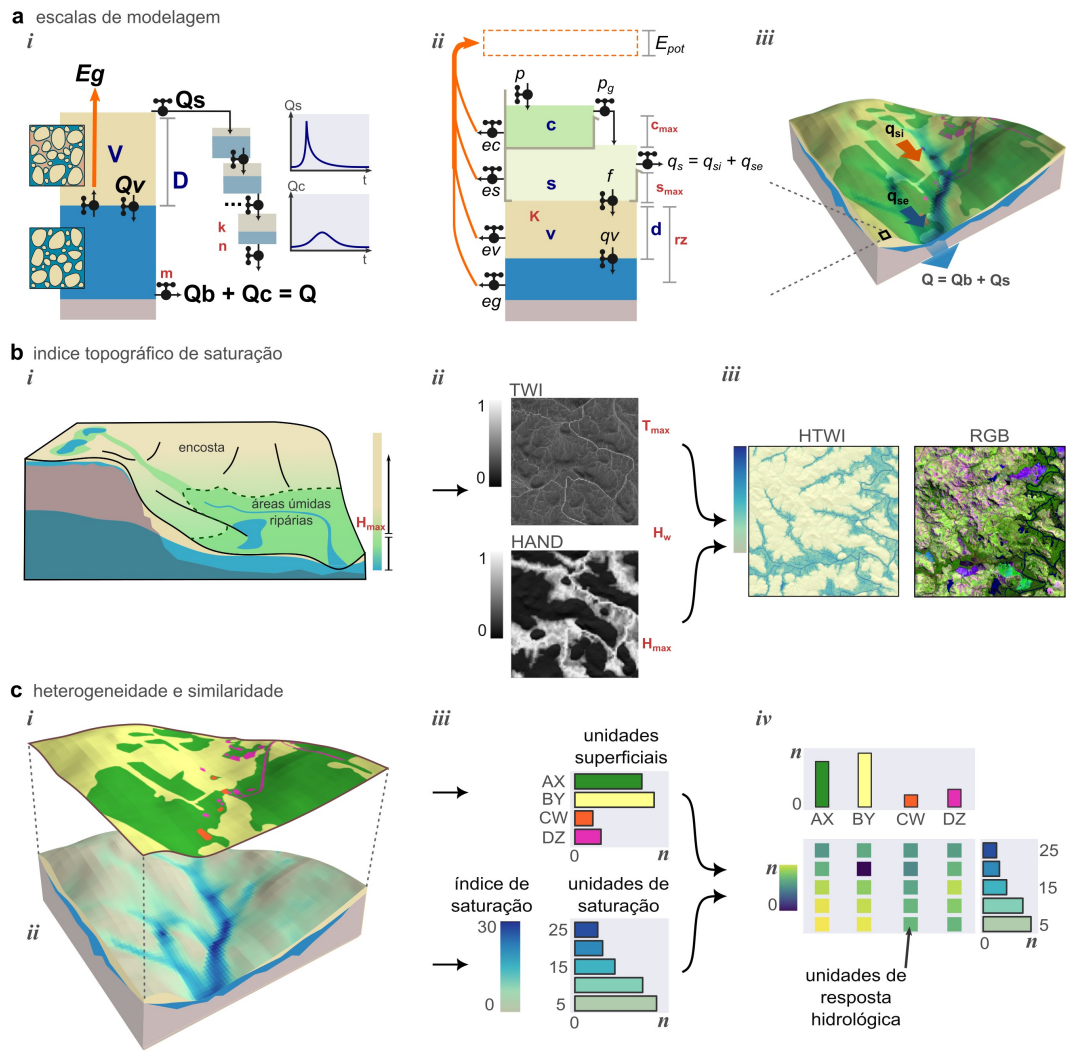
No modelo PLANS, assim como no TOPMODEL, a distribuição local do déficit de água no solo é feita pela função de escalonamento descendente, definida na Equação 3.11, usando um índice topográfico de saturação  $\lambda_i$  como co-variável. Porém, ao contrário do TOPMODEL, a única hipótese fundamentalmente defendida pelo modelo nesse aspecto é a relação linear que a função de escalonamento implica, fato que possibilita o teste de outros índices topográficos para além do TWI (Figura 3.11b). Esse relaxamento das hipóteses do modelo clássico foi motivado principalmente pela necessidade prática de endereçar o problema da expansão de SBN no Brasil, país com uma ampla heterogeneidade de solos e paisagens, incluindo solos tropicais muito mais profundos do que aqueles observados em climas temperados ou subtropicais. Outra motivação, de natureza conceitual, se alicerça sobre as observações empíricas trazidas por Crave & Gascuel-Odoux (1997) [189] a respeito da distribuição das áreas saturadas em uma pequena bacia hidrográfica na França (1,3 km<sup>2</sup>), com solos variando entre 40 cm a 2 metros de profundidade. No estudo, os autores reportam uma correlação fraca entre a saturação do solo local e o TWI, além da relativa imobilidade da mancha de saturação no fundo do vale, refutando em grande medida a teoria subjacente ao TOPMODEL. Por outro lado, eles mostram que a saturação do solo nos pontos amostrados  $i$  possui uma relação inversa com a *diferença de altitude*  $\Delta Z_{i,o}$ , ou altura  $H_{i,o}$ , em relação ao afloramento de água mais próximo  $o$ . Essa relação inversa se mantém até um dado limiar de altura  $H_{\max}$ , onde então a saturação exibe uma faixa de valores relativamente uniforme. Diante dessas observações, os autores sugerem que nas bacias com solos relativamente profundos e bem drenados a paisagem divide-se em duas partes: a região de cabeceira, mais seca, e a região ripária, mais úmida (Figura 3.11b, detalhe *i*). Mantidas as outras variáveis constantes, a separação entre essas duas regiões é razoavelmente delimitada pelo limiar de altura  $H_{\max}$  sobre o fundo do vale.

Esse mesmo indicador topográfico de saturação, denominado de **Altura Sobre a Drenagem Mais Próximas (HAND)**<sup>64</sup>, foi articulado dez anos mais tarde por Rennó *et al.* (2008) [190], que demonstram a sua efetividade em mapear áreas úmidas na Amazônia. Mas o diferencial do estudo de Rennó *et al.* (2008) é que os autores organizam o método computacional para se obter o HAND pela aplicação de técnicas de geoprocessamento de MDE. Em linhas gerais, a

<sup>63</sup>A sigla PLANS significa *Planning Nature-based Solutions*, ou seja, “Planejando Soluções Baseadas na Natureza”. O objetivo maior da iniciativa consiste em estabelecer um arsenal de conceitos e ferramentas para endereçar os problemas de expansão de SBN. O modelo apresentado aqui talvez deva ser designado como o módulo hidrológico do projeto PLANS.

<sup>64</sup>A sigla HAND deriva de “Height Above the Nearest Drainage”.





**Figura 3.11 — O modelo PLANS.** O modelo consiste em uma versão do TOPMODEL feita sob medida para endereçar o problema da expansão de Soluções Baseadas na Natureza. **a** — Escalas de modelagem do modelo: escala global (detalhe i); escala das unidades de resposta hidrológica (detalhe ii), e; escala local, no elemento de malha (detalhe iii). **b** — Índice topográfico de saturação HTWI. O índice de saturação parte da hipótese de separação dual entre áreas de encosta e áreas ripárias (detalhe i). Os índices TWI e HAND são normalizados por lógica fuzzy (detalhe ii). Uma ponderação entre os índices gera o HTWI (detalhe iii). **c** — Heterogeneidade e similaridade espacial: a camada superficial de variáveis estáticas é separada da camada subterrânea de variáveis dinâmicas (detalhe i e ii); as variáveis na escala local são agrupadas em unidades superficiais e unidades de saturação (detalhe iii); um histograma bidimensional, ou matriz de frequências, é computado para armazenar as unidades de resposta hidrológica (detalhe iv).

técnica consiste em inicialmente se estabelecer um mapa da rede de drenagem, o que pode ser  
 3390 feito por um limiar de iniciação da drenagem  $H_\alpha [L^2]$ , que é a área mínima para o afloramento  
 de água no solo. Com isso, para cada elemento de malha  $o$  na rede de drenagem são obtidas  
 as suas respectivas altitudes  $Z_{o,i}$  e áreas de drenagens (bacias). Por fim, calcula-se o HAND  
 local  $H_i$  na área de cada bacia pela diferença entre a altitude local  $Z_i$  e a altitude da drenagem  
 mais próxima  $Z_{o,i}$ . O resultado, portanto, é um Modelo Digital de Elevação normalizado para  
 3395 que a altitude nula seja sempre o nível do rio, riacho ou fundo de vale hidrológicamente mais  
 próximo. A derivação do HAND por geoprocessamento trouxe novas aplicações, como o ma-  
 peamento de risco de inundação de grandes rios, pois quanto mais alto se está acima da calha  
 de um rio, maior é a segurança [191]. Fica evidente, porém, que o valor do HAND é altamente  
 sensível ao mapa de drenagem ou limiar de área  $H_\alpha$  estabelecido inicialmente, sendo aplica-  
 3400 ções para o mapeamento de inundações de grandes rios (macro-drenagem) muito diferentes do  
 mapeamento da saturação do solo (micro-drenagem).



Assim, a abordagem adotada no modelo PLANS encoraja que o índice topográfico de saturação  $\lambda_i$  seja obtido por combinações de lógica *fuzzy* entre o TWI e o HAND, fato que resulta no índice *HAND-enhanced TWI*, ou TWI realçado pelo HAND (HTWI), ilustrado no detalhe *iii* da Figura 3.11b. Essa abordagem, na verdade, foi sugerida tangencialmente por Quinn *et al.* (1991) [184] para diferenciar as regiões de drenagem efêmera e perene, mas em relação a diferentes métodos de acúmulo de fluxo. O índice proposto, nessa linha, preserva a característica do TWI em aumentar a saturação da paisagem de montante para jusante, mas torna esse efeito relativamente mais pronunciado nas proximidades das áreas úmidas ripárias do que nas encostas mais secas. O mapa é calculado inicialmente pela normalização *fuzzy* de ambas as variáveis, sendo necessário estabelecer limiares superiores para cada uma delas (Figura 3.11b, detalhe *ii*). No caso do TWI, a normalização é ascendente:

$$\tilde{T}_i = \text{MIN}(T_i/T_{\max}, 1) \quad \forall i \quad (3.26)$$

Em que  $T_i [-]$  é o TWI local;  $T_{\max} [-]$  é o limiar superior do TWI, e;  $\tilde{T}_i \in \{0, 1\} [-]$  é o TWI local normalizado. No caso do HAND, a normalização é descendente:

$$\tilde{H}_i = \text{MAX}(1 - H_i/H_{\max}, 0) \quad \forall i \quad (3.27)$$

Em que  $H_i [-]$  é o HAND local;  $H_{\max} [-]$  é o limiar superior do HAND, e;  $\tilde{H}_i \in \{0, 1\} [-]$  é o HAND local normalizado. Com isso, o HTWI é determinado pela média ponderada entre essas variáveis normalizadas e escalonada de volta para a amplitude original do TWI:

$$\text{HT}_i = T_{\max} \frac{\tilde{T}_i + H_w \tilde{H}_i}{1 + H_w} \quad \forall i \quad (3.28)$$

Em que  $\text{HT}_i \in \{0, T_{\max}\} [-]$  é o HTWI, e;  $H_w [-]$  é um fator ou peso adimensional positivo que reflete a dominância do HAND sobre o TWI. A teoria embutida na derivação do HTWI é que existe um espectro de paisagens hidrológicas que se estende desde a prevalência total de solos rasos e áreas saturadas dinâmicas (dominância total do TWI sobre o HAND) até a prevalência total de solos profundos e áreas saturadas estáticas (dominância total do HAND sobre o TWI), com alternativas intermediárias entre essas situações extremas. A dominância de um sobre outro é regulada pelo peso  $H_w$ , enquanto que a mobilidade das áreas saturadas é regulada pelos limiares  $T_{\max}$  e  $H_{\max}$ . No caso especial em que  $H_w = 0$ , o HTWI é idêntico ao TWI truncado em  $T_{\max}$ . Esse índice topográfico de saturação generalizado, ajustável para qualquer paisagem, introduz três parâmetros adicionais no modelo<sup>65</sup>, um custo epistemológico que foi considerando aceitável pelos autores diante da necessidade prática de modelar processos hidrológicos nos ambientes diversos do Brasil. Um caminho para se reduzir incertezas na distribuição posterior dos parâmetros talvez seja pré-condicionar a distribuição *anterior* com outras variáveis espaciais obtidas por sensoriamento remoto, como o índices de umidade, a temperatura superficial ou simplesmente a reflectância no infravermelho de ondas curtas, como ilustrado na Figura 3.6a.

A outra diferença do modelo PLANS em relação ao TOPMODEL é a representação da heterogeneidade superficial (Figura 3.11c). A versão clássica do TOPMODEL foi desenvolvida assumindo-se que a superfície é homogênea, o que faz sentido na bacia hidrográfica de Crimple Beck, na Inglaterra, uma região rural dominada por pastagens para pecuária. Porém, um modelo projetado para endereçar o problema da expansão das SBN deve não somente representar o solo e sua cobertura em situações heterogêneas mas também possibilitar a simulação de cenários de coberturas alternativos, de maneira a se avaliar o impacto positivo ou negativo de uma dada política de expansão. Por exemplo, o modelo deve ser capaz de informar se há diferença no comportamento do sistema hidrológico entre o reflorestamento em diferentes partes da paisagem. Esse requisito é reconhecido por Gao *et al.* (2015) [192], fato que os motivou a

<sup>65</sup>Na verdade, ao considerar o limiar de área de drenagem  $H_\alpha$  para definição do HAND, são quatro parâmetros adicionais

implementar uma versão distribuída do TOPMODEL para avaliar impactos hidrológicos da mudança no uso e cobertura da terra. O modelo PLANS, alternativamente, faz uso da abordagem semi-distribuída, colapsando a escala local em uma escala intermediária de unidades de resposta hidrológica (Figura 3.11a, detalhe *ii*). Esse processo é realizado pela tabulação cruzada de unidades superficiais (manchas similares de solos e vegetação) com unidades de saturação (intervalos regulares do índice topográfico de saturação)<sup>66</sup> (Figura 3.11c, detalhes *i*, *ii* e *iii*). Essa tabulação resulta, enfim, em um histograma bidimensional, ou **matriz de frequências**, que especifica a prevalência em área de cada unidade de resposta hidrológica na região espacial de interesse<sup>67</sup>. Como ilustrado no detalhe *iv* da Figura 3.11c, as colunas expressam o histograma do índice de saturação em cada unidade superficial. As linhas da matriz, por outro lado, são similares em termos de saturação, o que facilita prontamente a determinação do déficit local pela função de escalonamento descendente do modelo.

### 3.6 O paradigma da conectividade

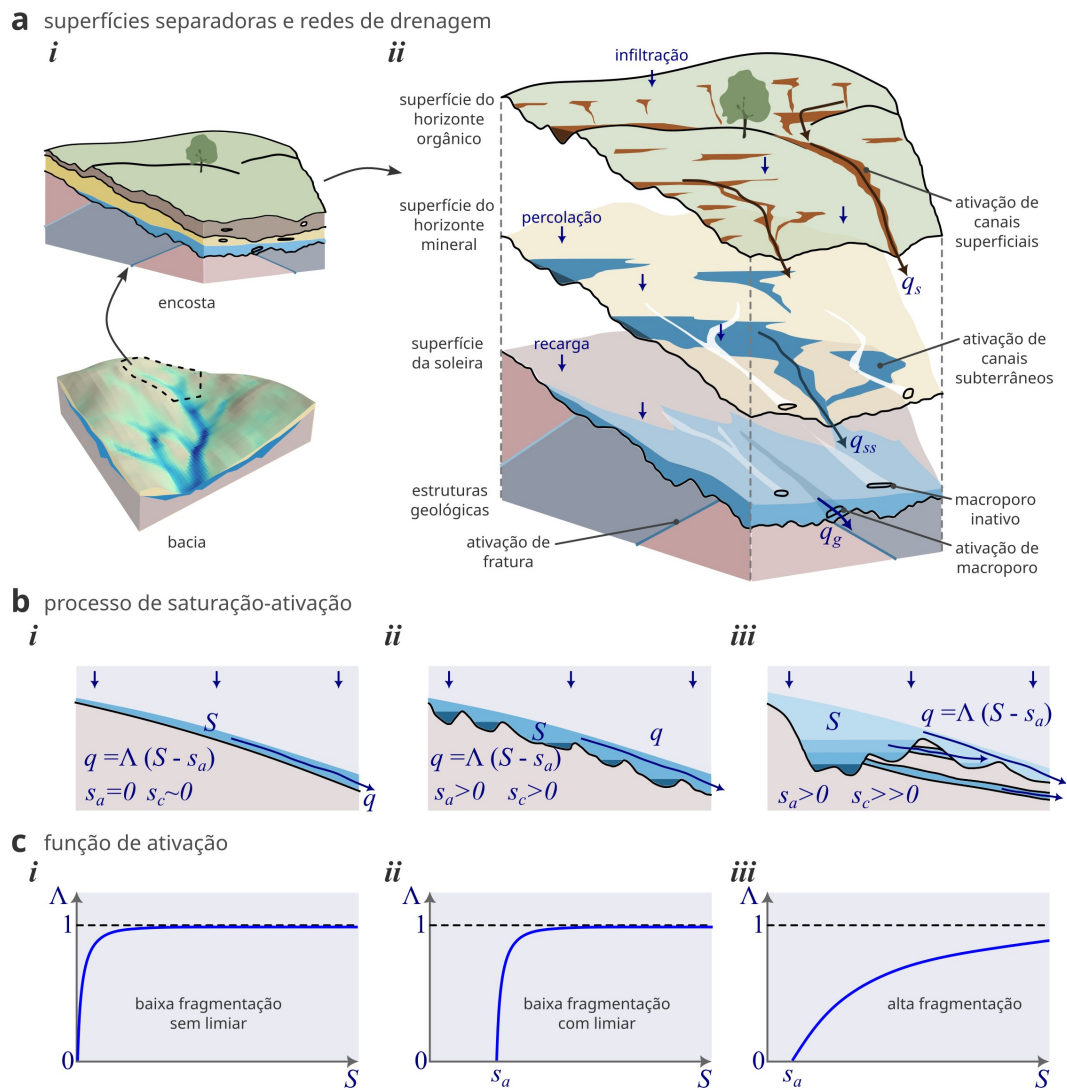
Durante este capítulo, eu organizei as reviravoltas correntes na Hidrologia desde a Década Hidrológica Internacional, isto é, dos anos 1960 em diante. Por um lado, na frente experimental, a Idade da Infiltração enfrentou sua crise derradeira com a ascensão de um novo paradigma que reafirma a diferenciação e singularidade dos mecanismos de resposta hidrológica como função do clima, topografia, solos, vegetação, etc. Por outro, no âmbito da modelagem, o advento dos computadores digitais abriu caminho para métodos ontologicamente diversos, como a Dinâmica de Sistemas, campos vetoriais e modelos estatísticos, sendo os dois primeiros baseados na descrição teórica de processos e o último exclusivamente baseado em dados obtidos empiricamente.

Como novos paradigmas científicos não se estabelecem por serem perfeitos, mas por serem melhores que a concorrência, ambas as abordagens que se instalaram no campo não estão livres de problemáticas. No caso das pesquisas experimentais, o paradigma da diferenciação encontrou paradoxos empíricos envolvendo a rápida mobilização da água velha e a diversidade de assinaturas geoquímicas, dificilmente explicáveis pelos mecanismos articulados pela sistematização de Dunne (1983) [103]. Além disso, o programa de pesquisa experimental resume-se a catalogar os mecanismos de resposta hidrológica de cada bacia singular. Ainda que o catálogo possa ser detalhado e expandindo eternamente, esse modo operacional não contribui para uma teoria científica unificadora [82]. No caso da modelagem, crises se abateram sobre as diferentes abordagens, fazendo surgir os dois principais problemas epistemológicos inescapáveis da modelagem hidrológica: o problema de equifinalidade e o problema da escala [194]. Ainda que diferentes, os problemas são interconectados, resultando em incertezas epistêmicas inexoráveis que pairam sobre os resultados dos modelos. O imperativo desses problemas epistêmicos, ao mesmo tempo que eclipsou a abordagem de campos vetoriais (obrigando seus proponentes a apelar para vantagens pragmáticas), trouxe uma nova luz sobre a ontologia da Dinâmica de Sistemas, fazendo-a útil para se estimar as incertezas pela aplicação de modelos semi-distribuídos de baixo custo computacional.

Dito isso, encerrarei o capítulo articulando as recentes ideias revolucionárias de Jeffrey McDonnell e demais colegas, que nas últimas duas décadas buscaram pavimentar o ca-

<sup>66</sup> Ainda que os mapas de solos e vegetação sejam mantidos como dados de entrada do modelo, aqui cabe ressaltar que esses mapas também são resultado de um processo de escalonamento de outras variáveis locais. Por exemplo, as classes de vegetação e uso da terra fornecidas nos mapas anuais divulgados por Souza *et al.* (2020) [193], utilizadas no modelo PLANS, foram derivadas de agrupamentos da reflectância espectral e índices de bandas de cenas orbitais com auxílio de aprendizado de máquina.

<sup>67</sup> A propagação do escoamento para uma dada seção de rio, assim, deve ser feita ao se especificar a prevalência de cada unidade de resposta na área da bacia de interesse, que pode ou não se aproximar da prevalência da região total. Essa abordagem, portanto, permite se avaliar o escoamento final em múltiplas bacia de interesse.



**Figura 3.12 — O paradigma da conectividade.** A Teoria da Conectividade proposta por Jeffrey McDonnell e colegas apresenta um potencial unificador e revolucionário na Hidrologia. **a** — O modelo perceptual parte do princípio de que todas as respostas hidrológicas são consequência de um mesmo fenômeno. As transições de permeabilidade vertical criam superfícies separadoras. Assim, a rede de canais nessas superfícies pode ser eventualmente saturada e ativada. Interações ocorrem também de baixo para cima, quando uma camada satura-se o suficiente para interferir no processo de percolação da camada imediatamente acima. **b** — O processo de saturação-ativação ocorre em razão da topologia da rede de canais que drenam a superfície separadora em diversas escalas aninhadas. A superfície pode ser totalmente conectada (detalhe *i*) ou demandar um nível de ativação inicial  $s_a$  (detalhe *ii*). Uma superfície com alta fragmentação  $s_c$  oferece múltiplas redes de drenagem ativadas incrementalmente, atenuando o sinal da resposta (detalhe *iii*). **c** — A função de ativação  $\Lambda$  pode ser modelada em termos de um processo de saturação que tende ao fluxo máximo potencial  $S - s_a$  à medida que a superfície satura-se, ou seja,  $\Lambda \rightarrow 1$ .

minho para um novo paradigma unificador na Hidrologia. Essas ideias possuem um impacto direto sobre a aplicação de modelos hidrológicos no contexto de bacias de ordem zero, sendo de primeira importância a sua assimilação e articulação em próximas versões do modelo PLANS. Ainda que amplamente publicada, a síntese de McDonnell pode ser rastreada em três artigos separados por intervalos de aproximadamente dez anos: McDonnell (2003) [82]; McDonnell (2013) [108], e; McDonnell *et al.* (2021) [91].

Inicialmente, McDonnell (2003) demonstra o descolamento crescente entre modelos hidrológicos e evidências, salientando que os mecanismos da Década Hidrológica Internacional fundamentam-se em premissas que falham em explicar o paradoxo da água velha. Em essência, ele argumenta que as evidências apontam tanto para uma maior separação entre as encostas bem drenadas e as áreas úmidas ripárias quanto para uma maior influência da topografia da soleira no afloramento da água subterrânea. Juntos, esses dois fatores produzem

3500 escoamento translacional rápido de água pré-evento (velha) com assinaturas geoquímicas di-  
versas. No campo da modelagem, McDonnell (2003) sustenta que a ontologia apropriada para  
os novos desafios é a Dinâmica de Sistemas, não por mera conveniência, mas por permitir a  
representação dos diferentes compartimentos da bacia de ordem zero, principalmente encostas  
e zonas ripárias, e por garantir experimentos exploratórios a um baixo custo computacional.  
3505 Como destacado na epígrafe do capítulo, a Dinâmica de Sistemas se reafirma como um para-  
digma ontológico ao mesmo tempo intuitivo e objetivo para se compreender e aprender sobre  
sistemas ambientais.

O segundo passo de McDonnell (2013) é propor a **Teoria da Conectividade** como  
explicação definitiva tanto dos processos hidrológicos sistematizados por Dunne (1983) quanto  
3510 das (não tão) recentes descobertas sobre o paradoxo da água velha. Inicialmente reportada  
em Meerveld & McDonnell (2006) [195] para explicar processos em uma bacia experimental  
específica, McDonnell generaliza seus conceitos, tratando-a como uma teoria revolucionária e  
unificadora que busca resolver a crise instaurada no campo. McDonnell propõe essa teoria a  
partir de uma pergunta que soa como heresia: seriam as respostas rápidas e lentas das bacias  
3515 todas *o mesmo fenômeno*?

(...) a simples premissa de que todos os processos de escoamento são o mesmo  
abre novas trilhas a serem exploradas: será que existe um comportamento  
emergente comum entre todos os tipos de escoamento?<sup>68</sup> – Jeffrey McDon-  
nell (2013, p. 4110) [108].

3520 Essa pergunta provocativa leva-o a demonstrar que qualquer sistema formado por  
redes de pequenos canais pode ser modelado pela **Teoria da Percolação**, uma ramificação  
matemática da Teoria das Redes<sup>69</sup> [196]. De acordo com essa teoria, o fluxo ocorre através  
de uma rede à medida que existem conexões entre os nós. No caso de uma bacia de ordem  
zero, no mundo físico, as diferentes partes do sistema funcionam cada uma como uma rede de  
3525 pequenos reservatórios conectados por pequenos canais (abertos ou fechados, macroscópicos  
ou microscópicos). Aqui, surge a relevância de dois conceitos-chave da teoria: (1) a **superfície  
separadora** entre os compartimentos, criada pela transição de permeabilidade vertical entre os  
horizontes do solo, e; (2) o **limiar de ativação** do compartimento, que decorre principalmente  
da heterogeneidade da superfície separadora.

3530 Um exemplo bem claro disso consiste na geração das enxurradas, quando a capaci-  
dade infiltração do solo é insuficiente. Tipicamente, o nível das depressões superficiais precisa  
atingir um limiar de ativação, quando algumas depressões superficiais se conectam pela pri-  
meira vez e passam a derramar água morro abaixo. Com mais tempo de chuva, as poças de  
água passam a se colmatar cada vez mais, até um momento em que toda água da chuva incidente  
3535 pode escoar morro abaixo. A velocidade que a conexão acontece depende da heterogeneidade  
da superfície do solo: uma superfície lisa é muito mais conectada que uma superfície rugosa.

Apesar de óbvio, McDonnell sugere que o **processo de saturação-ativação**<sup>70</sup> que  
gera as enxurradas ocorre em todas as camadas subterrâneas onde o fluxo vertical de água  
esbarra em uma transição de permeabilidade, incluindo a soleira de rocha relativamente imper-  
meável (Figura 3.12a). A única diferença do ambiente subterrâneo é que a rede de canais é  
3540 composta pelos micro e macroporos do horizonte imediatamente superior. Nesse contexto, a  
teoria permite inclusive que quantidades relativamente pequenas da água do evento (água nova)  
ativem a conexão entre bolsões de água armazenada antes do evento (água velha). A pressuri-  
zação na zona saturada, assim como a formação de sifões naturais no subsolo, eventualmente

<sup>68</sup>Tradução livre de: *the simple premise that all runoff processes are the same opens up new avenues to explore: Is there common emergent behaviour across all runoff types?*

<sup>69</sup> Ao contrário de teorias científicas, que precisam de evidências empíricas para serem corroboradas, as teorias matemáticas fundamentam-se em axiomas e inferência dedutiva.

<sup>70</sup>Tradução livre do inglês *fill and spill*.

3545 expulsam *mais* água do que entrou, gerando um balanço de massa negativo na encosta e um comportamento histerético dos pulsos de vazão. Por fim, quando uma superfície separadora satura-se o suficiente, passa a propagar esse efeito de baixo para cima, causando a saturação da camada superior, originando dessa forma condições análogas às áreas úmidas ripárias que observamos na superfície.

3550 Por fim, no seu terceiro movimento, McDonnell *et al.* (2021) articulam como abordar a Teoria da Conectividade no contexto da modelagem, considerando o problema da escala. Novamente, a Dinâmica de Sistemas é apresentada como a ontologia adequada para a representação do sistema-alvo, com ênfase na definição explícita da escala de interesse, identificando os processos de saturação-ativação que se manifestam na escala conceitual escolhida. A hipótese dos autores é que processos de saturação-ativação ocorrem em todas as escalas, porém o sinal emitido pelas escalas menores são progressivamente mascarados pela saturação-ativação nas escalas maiores (Figura 3.12b). Por exemplo, enquanto na escala das bacias de ordem zero o processo de saturação-ativação é ditado principalmente pela topografia, solo e vegetação, esse sinal se apaga na escala de bacias de ordem superior, tornando-se mais dominantes os efeitos de saturação-ativação do sistema de drenagem dos rios e inundação das planícies. Assim, as pesquisas experimentais e de modelagem devem questionar explicitamente qual é a escala abordada e quais são os processos de saturação-ativação críticos para compreender o sistema-alvo. Modelos de Dinâmica de Sistemas relativamente simples (mas objetivos) podem capturar esse conhecimento, formalizando a hipótese principal do **função de ativação**, que assume a seguinte forma geral:

$$Q_a = \begin{cases} 0 & \text{se } S \leq s_a \\ \Lambda \cdot (S - s_a) & \text{se } S > s_a \end{cases} \quad (3.29)$$

Em que  $Q_a$  [ $\text{LT}^{-1}$ ] é o fluxo de ativação do reservatório com nível  $S$  [L];  $s_a$  [L] é o **nível de ativação** do reservatório, e;  $\Lambda$  [ $\text{T}^{-1}$ ] é a **função de ativação** do reservatório, a ser definida com base nas hipóteses auxiliares do modelo. No capítulo anterior, durante o desenvolvimento do protótipo de modelo hidrológico, eu apliquei esses exatos princípios para o fluxo de resposta rápida  $R$  do reservatório superficial  $S_1$  (ver Seção 2.5). A Equação (2.8) possui exatamente a mesma estrutura que a Equação (3.29), sendo  $\Lambda = c$ , um coeficiente de escoamento definido entre 0 e 1 e obtido por uma função de ativação com a seguinte estrutura (Figura 3.12c):

$$\Lambda = \frac{(S - s_a)}{(S - s_a) + s_c} \frac{1}{\Delta t} \quad (3.30)$$

3575 Em que  $s_a$  [L] é o nível de ativação do reservatório, e;  $s_c$  [L] é o **nível de fragmentação** do reservatório. Essa função, ao ser acoplada em (3.29), implica que o fluxo de saída  $Q_a$  causado pela ativação tende assintoticamente para o fluxo máximo potencial  $(S - s_a)$  à medida que o nível  $S$  do reservatório aumenta, pois níveis maiores ativam cada vez mais a rede de drenagem. Ou seja,  $\lim_{S \rightarrow \infty} \Lambda = 1$  em (3.30) e  $\lim_{S \rightarrow \infty} Q_a = (S - s_a)/\Delta t$  em (3.29). O nível de fragmentação  $s_c$  é um parâmetro que exerce o papel de regular a velocidade desse processo, sendo uma medida de conectividade inversa (quanto maior, menos conectado é o reservatório). A interpretação física do nível de fragmentação consiste no nível  $S$  necessário para se atingir metade do fluxo máximo potencial. A **equação de Michaelis-Menten** [197], que descreve um processo de saturação de enzimas, não por acaso apresenta estrutura idêntica, sendo uma homologia notável. Outra estrutura idêntica é a equação do **método CN**, proposta empiricamente partir dos resultados de Mockus (1949) [102]. A diferença, nesse caso, é que os criadores do método CN expressam o nível  $S$  em termos de chuva acumulada  $P$ , o que somente é válido para um reservatório superficial com capacidade ilimitada. O nível de fragmentação, nessa linha, é expresso em termos de um coeficiente de conectividade adimensional, de forma que  $s_c = (1000/\text{CN}) - 10$ . Tais homologias e explicações teóricas de velhos ajustes empíricos definem os contornos de uma teoria científica legitimamente revolucionária. ■

### 3.7 Resumo do capítulo

Neste capítulo, ofereci uma visão histórica e teórica sobre a evolução dos modelos hidrológicos, destacando as principais mudanças nas abordagens e paradigmas científicos. Começando pelas encostas, onde os processos hidrológicos se iniciam, explorei a transição do modelo de infiltração de Horton para concepções mais complexas que incorporam variabilidade climática, geomorfológica e biológica. Analisam-se também as limitações enfrentadas por modelos computacionais modernos, como problemas de escala e equifinalidade, culminando na Teoria da Conectividade, que propõe uma integração inovadora dos processos de escoamento superficial e subterrâneo.

- 3595 **■ As encostas são onde tudo começa.** As respostas hidrológicas rápidas (enchentes) e lentas (estiagens) iniciam-se com a chuva nas encostas, ou bacias de ordem zero. Simplificar essa complexidade pode gerar modelos inadequados, especialmente no contexto da revitalização de bacias hidrográficas. Portanto, é crucial reconhecer as teorias sobre a

3605 geração de escoamento nessa escala
- A Idade da Infiltração.** Durante meados do século XX, estabeleceu-se a hegemonia do modelo hidrológico de Horton, que explicava as respostas hidrológicas pela capacidade de infiltração do solo, separando a chuva entre enxurradas e recarga. Embora superado, esse paradigma elevou a Hidrologia de sua fase empírica para uma geociência.
- 3610 **■ A Idade da Diferenciação.** Com a Década Hidrológica Internacional, nos anos 1960, surgiram novas evidências e teorias que refutaram Horton. Esse novo paradigma explora como respostas hidrológicas diferentes emergem devido ao clima, topografia, solos e vegetação. Além das enxurradas, destacaram-se os papéis dos macroporos e áreas úmidas ripárias. No entanto, uma crise surgiu com o paradoxo da água velha.
- 3615 **■ Limitações inevitáveis.** Computadores digitais viabilizaram os modelos hidrológicos, divididos em duas famílias: baseados em dados (predições) e baseados em processos (explicações). A Dinâmica de Sistemas expôs as limitações impostas pela equifinalidade e problemas de escala, que se mantiveram mesmo com tentativas de solução usando modelos baseados em campos vetoriais.
- 3620 **■ Escalonamento de informações.** O problema da escala refere-se à dificuldade de compatibilizar as escalas naturais dos processos hidrológicos com a observacional e conceitual. A solução é o escalonamento de informações. O TOPMODEL faz isso ao escalonar a saturação do solo com o índice TWI. O PLANS combina HAND e TWI para escalonar a saturação em diferentes paisagens e instanciar unidades de resposta hidrológica.
- 3625 **■ A Teoria da Conectividade.** Jeffrey McDonnell propõe uma teoria unificadora e revolucionária que sugere que escoamentos superficiais e subterrâneos são manifestações de um único fenômeno, a saturação-ativação de redes de canais. Diante das limitações inescapáveis, a Dinâmica de Sistemas é eleita a melhor alternativa para modelar essa teoria.





Marte possui um terreno rochoso e arenoso. A atmosfera é composta por aproximadamente 95% de dióxido de carbono, com uma pressão atmosférica média de cerca de 600 Pa. As temperaturas variam drasticamente, com médias em torno de  $-60^{\circ}\text{C}$ . O planeta não possui corpos d'água em estado líquido, e sua superfície é constantemente exposta à radiação cósmica e solar devido à ausência de um campo magnético.

## Capítulo 4

### O arcabouço ecológico de planejamento

Quando trabalhei no Banco Mundial, frequentemente ouvia a afirmação: “Não há conflito entre economia e ecologia. Podemos e devemos fazer a economia crescer e proteger o meio ambiente ao mesmo tempo”. Ainda ouço isso com frequência hoje em dia.

---

Herman Daly (2015, p. 1) [7]

Podemos romper nossa dependência de combustíveis fósseis, do consumo excessivo e do modelo de desenvolvimento atual, criando um futuro mais sustentável e desejável. Não será fácil; exigirá uma nova visão, novas medidas e novas instituições. Exigirá uma evolução direcionada de toda a nossa sociedade. Mas romper essa dependência não é um sacrifício de qualidade de vida. Muito pelo contrário, é um sacrifício não fazê-lo.

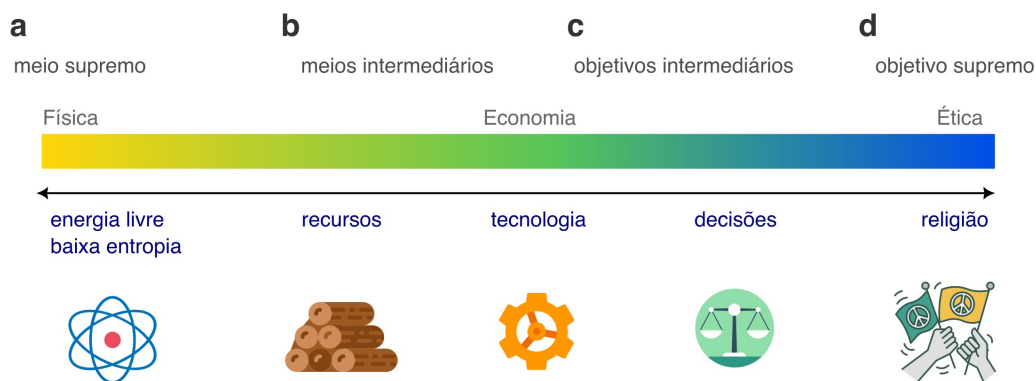
---

Robert Costanza (2016, p. 23) [198]

#### 4.1 A escolha de um paradigma econômico

No Capítulo anterior, explorei a evolução da Hidrologia ao longo do século XX, que mudou rapidamente de paradigma desde o advento da Década Hidrológica Internacional, nos anos 1960, chegando hoje a uma era em que a diversidade dos processos hidrológicos é reconhecida, especialmente nas bacias de ordem zero. Além disso, o uso de modelos hidrológicos também tornou-se mais crítico e consciente de suas limitações, refletindo o avanço da corrente instrumentalista que, na ausência informações completas sobre o sistema-alvo, admite múltiplas realizações empiricamente adequadas e o tratamento das incertezas associadas. Essa trajetória levanta uma questão fundamental para a gestão de recursos hídricos: de que maneira esse sofisticado conhecimento teórico e prático oferecido pela Hidrologia pode ser aplicado para aprimorar o gerenciamento integrado dos recursos hídricos?

No contexto que estamos, onde a gestão de recursos hídricos visa assegurar a segu-



**Figura 4.1 — O espectro da Economia.** A Economia, sendo a alocação de recursos escassos entre diferentes objetivos, consiste na conexão entre recursos (meios) e objetivos (fins). **a** — A energia livre e materiais com baixa entropia são os meios supremos. **b** — Energia e materiais se manifestam por meios intermediários: recursos naturais e recursos transformados pela tecnologia. **c** — Decisões baseadas no emprego da tecnologia orientam a alocação dos recursos intermediários para atender objetivos intermediários. **d** — As decisões orientam-se por alguma religião, conjunto de valores éticos que visam algum objetivo supremo, explícito ou não.

rança hídrica da sociedade, emerge uma confluência inevitável com a Economia, a ciência da  
 3645 alocação de recursos escassos. Esse desafio se torna ainda mais crítico diante das mudanças  
 climáticas, que neste ano (2024) se manifestaram de maneira alarmante em diversos pontos  
 do mundo, revelando a vulnerabilidade da sociedade diante de eventos climáticos extremos.  
 Simultaneamente, as recentes iniciativas no Brasil, como o Programa Nacional de Revitaliza-  
 3650 ção de Bacias Hidrográficas, a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais e a  
 consolidação do Programa Produtor de Água da ANA sinalizam um movimento sendo gestado  
 pelas instituições federais, criando ímpeto para outros membros da União e também de outros  
 setores. Por isso, é preciso mais do que uma aplicação superficial de modelos hidrológicos.  
 Ao contrário, torna-se essencial compreender com profundidade o **paradigma econômico** que  
 3655 orientará essas decisões. Somente assim será possível avançar no uso do conhecimento hidro-  
 lógico e das técnicas de modelagem, de forma a se desenhar políticas de gestão que respondam  
 tanto às demandas de um contexto climático incerto quanto à necessidade de alocar racional-  
 mente nossos recursos naturais.

Ainda que este Capítulo avance para uma esfera mais aplicada, que visa diretamente  
 dar suporte para a gestão de recursos hídricos, será necessário dar alguns passos atrás e explo-  
 3660 rar questões filosóficas fundamentais. Essa digressão, por mais extensa que possa parecer, é  
 indispensável para se embasar o uso de modelos hidrológicos dentro da **Economia Ecológica**  
 — o paradigma econômico que instancia tanto o conceito de “desenvolvimento sustentável”  
 quanto o conceito de “serviços ambientais”, ou naturais. A partir desse entendimento, pode-  
 remos interpretar de forma mais profunda o que significa regenerar ou conservar os serviços  
 3665 naturais nas bacias hidrográficas. Em particular, veremos que para chegar na aplicação de  
 modelos, precisarei escalar por uma pilha de conceitos concatenados, que vão desde princí-  
 pios éticos abstratos ao mapeamento de lotes rurais prioritários para expansão de infraestrutura  
 verde. Com relação à analogia da paisagem que desenvolvi até aqui, se no capítulo anterior en-  
 tramos em um terreno aberto e tangível, onde os rios fluíam caudalosos, aqui os rios entram em  
 3670 avulsão, criando grandes pântanos tão labirínticos quanto o topo das montanhas. Com alguma  
 paciência, porém, é possível chegar ao mar.

## 4.2 Entre os meios e os fins: Economia

A **Economia** é a ciência que se dedica ao estudo da alocação de recursos escassos entre dife-  
 rentes objetivos. Por exemplo, podemos optar por utilizar aço na construção de casas ou de

3675 mísseis; destinar água para irrigação agrícola ou geração de energia; usar a terra para manter  
florestas tropicais de pé ou para criar e abater vacas. Qual é a melhor opção? Se os recursos  
citados são realmente escassos, essas opções não são meras falsas dicotomias falaciosas, mas  
3680 questões muito sérias, com consequências drasticamente diferentes entre uma escolha e a ou-  
tra. Nesse sentido, a Economia não está somente associada à existência de recursos escassos,  
mas também está intrinsecamente ligada ao processo de tomada de **decisões**, de fazer escolhas,  
pois não se pode ter tudo ao mesmo tempo. Disso, a seguinte pergunta central se impõe:

– Quais são os objetivos que guiam as escolhas?

Esta claramente não é uma pergunta empírica. Ela não pode ser respondida fazendo-se uma  
expedição de campo e testando hipóteses contra as evidências observadas, como são as per-  
3685 guntas sobre problemas científicos. Nesse caso, o mundo empírico simplesmente ofereceria  
uma confusão de respostas contraditórias. Tampouco é uma pergunta Lógica, que pode ser  
respondida a partir de axiomas fundamentais, como na Geometria. A pergunta revela-se, por-  
tanto, essencialmente **Ética**: ela pressupõe um valor moral daquilo que *deve* ser objetivado<sup>1</sup>. A  
Ética é o ramo da Filosofia que explora os princípios e valores que orientam o comportamento  
3690 humano, buscando definir o que é considerado certo ou errado, justo ou injusto, o que deve  
ser feito e aquilo que não deve ser feito. Por isso, a pergunta central da Economia depende de  
uma orientação ética, fazendo dessa ciência uma ponte que conecta os meios (recursos) com  
os fins (objetivos), como ilustrado na Figura 4.1. No âmbito estrito da Biologia, é claro, todos  
os organismos precisam lidar com a alocação de recursos escassos para endereçar o **impera-**  
3695 **tivo existencial**, que não tem nada a ver com Ética. Esse imperativo consiste em um objetivo  
bem nítido: para existir, é preciso tomar decisões para *continuar* existindo. Assim, o objetivo  
supremo de um ser vivo é metabolizar e se reproduzir, por definição. Em termos humanos,  
isso implica obter as condições mínimas para a sobrevivência, como alimento, água, roupas,  
higiene, abrigos físicos e, sobretudo, relações sociais.

3700 Ao contrário dos outros seres vivos, o historiador Yuval Harari sugere que os *Homo*  
*sapiens* instanciam **religiões** que definem objetivos existenciais além da mera sobrevivência  
[199]. As religiões são ficções coletivas, realidades intersubjetivas, que existem apenas no  
imaginário compartilhado entre pessoas de um dado grupo. Nesse sentido, as religiões defi-  
nem o arcabouço ético que os seres humanos guiam as suas escolhas. Os processos históricos  
3705 do Renascimento e da Modernidade fizeram surgir na Europa Ocidental o **Humanismo**, uma  
religião que é hoje largamente influente no mundo. Em contraste com as religiões anteriores,  
que cultuavam entidades sobre-naturais, o Humanismo se expressa sob uma forma de **antro-**  
**pocentrismo**, pois enfoca o próprio ser humano como o centro de todos os nossos objetivos  
[200]. Um exemplo da transformação implicada pelo Humanismo pode ser encontrado no  
3710 *Discurso do método* de René Descartes, onde o filósofo propõe que a busca da verdade deve  
ir além de uma compreensão teórica da realidade, mas também encontrar aplicações práticas  
que melhorem a condição humana [8]. Na mentalidade medieval, por outro lado, essa concep-  
ção era inacessível, já que o conhecimento objetivava entender a obra de Deus e a miserável  
condição humana seria salva somente após a morte. Outras religiões eventualmente assumem  
3715 que a nossa miséria relaciona-se com reencarnações, etc. Pelo prisma político, o Humanismo  
fez surgir diversas sub-religiões, ou doutrinas, tais como o Liberalismo, que cultua o “índi-  
víduo”, o Socialismo, que cultua a “sociedade”, e o Fascismo, que cultua a “nação”<sup>2</sup>. Mas  
principalmente, o Humanismo também fez surgir o **Naturalismo** moderno, uma teoria realista  
que sustenta que nada existe fora do mundo natural e, portanto, qualquer explicação sobre a  
3720 realidade deve ser encontrada dentro do próprio Universo.

<sup>1</sup>Esse tipo de questão também denomina-se **normativa**.

<sup>2</sup>Essas doutrinas obviamente não são rígidas, existindo em um gradiente e combinações inusitadas entre si e com outras religiões tradicionais. Por exemplo, o Socialismo pode ser influenciado pelo Liberalismo, como visto na União Europeia, ou influenciado pelo Fascismo, como visto na União Soviética.

### 4.2.1 A Ética do Utilitarismo

No campo da Ética, uma corrente filosófica dentro do Humanismo é o **Utilitarismo** de Jeremy Bentham (1748-1832) [201]. Esse filósofo propõe que a moralidade de uma ação deve ser determinada pelas suas consequências, com foco na maximização do **bem-estar humano** do maior número possível de indivíduos. Para Bentham, o princípio fundamental que orienta a avaliação moral é o da **utilidade**, entendido como a capacidade de uma ação em aumentar ou diminuir o prazer e a dor daqueles que são afetados por ela. Bentham define bem-estar humano como a predominância do prazer sobre a dor, e argumenta que todas as ações humanas são motivadas por esses dois fatores. Ele desenvolve um método de avaliação, conhecido como **cálculo hedônico**, que permite medir o impacto moral de uma ação levando em conta aspectos como a intensidade, a duração, a certeza, a proximidade e a extensão dos prazeres e dores envolvidos. Esse cálculo visa quantificar o bem-estar gerado pelas ações e orientar as escolhas morais. O Utilitarismo de Bentham, portanto, adota uma perspectiva tida como consequencialista e imparcial, onde a correção de uma ação depende dos seus resultados práticos, e não das intenções do agente. Além disso, essa teoria considera que o bem-estar de todos os afetados deve ser ponderado de maneira equitativa. Assim, a ação moralmente correta é aquela que promove o máximo de prazer e o mínimo de dor para o maior número de pessoas, sendo essa a métrica final para julgar o valor moral das ações.

De longe, o Utilitarismo de Bentham faz sentido. Dentro do Humanismo, é intuitiva e natural a ideia de maximizar o bem-estar humano, de guiar as decisões para evitar a dor e buscar o prazer. No entanto, essa teoria ética é vaga o suficiente para permitir interpretações diversas, o que leva a orientações políticas e econômicas muito diferentes na prática. Teoricamente, o Liberalismo, o Socialismo e o Fascismo são utilitaristas de uma forma ou de outra, embora a materialização de suas ideias durante o século XX tenha resultado em economias e regimes políticos bastante distintos. No Liberalismo, parte-se do princípio de que, se cada indivíduo for livre para maximizar o próprio bem-estar, o bem-estar geral aumentará por uma espécie de auto-regulação. No Socialismo, assume-se que o bem-estar coletivo crescerá mediante a regulação ou gestão do Estado na economia. No Fascismo, acredita-se que o bem-estar geral da nação será maximizado desde que os indivíduos ou grupos considerados traidores ou impuros sejam expulsos (ou coisa pior).

Para complicar, o Utilitarismo enfrenta desafios com uma base científica muito frágil. As teorias psicológicas e neurológicas modernas sugerem que é impossível ampliar indefinidamente uma sensação subjetiva. A **Teoria do Nível de Adaptação**, por exemplo, estabelece que estímulos emocionais constantes são transferidos para um plano de fundo mental, onde são então ignorados, fato que liberta recursos mentais para que *novidades* sejam adequadamente contempladas [202]. Seguindo essa linha, a busca por mais bem-estar conduz os seres humanos para uma **esteira hedônica**, uma forma de insatisfação existencial crônica e viciante em que, mesmo diante de melhorias constantes no conforto material e experiências recompensadoras, o nível de bem-estar tende a retornar ao um nível de base fixo, frustrando a busca por uma felicidade duradoura e crescente [203]. Evidências empíricas corroboram essa tese, como em situações em que vencedores de loterias (evento positivo) e desabilitados por acidentes (evento negativo) retornam ao seu nível de base após o evento [204]. Como a neurociência sustenta que dor e prazer são processos fundamentalmente materiais (sinapses), esses estados psicológicos e fisiológicos não podem crescer de forma indefinida, o que torna problemática a ideia de “maximização do bem-estar humano”<sup>3</sup>.

A Economia incorporou profundamente o conceito de maximização da utilidade como **objetivo supremo**, que serve de base tanto para a **Microeconomia**, que busca expli-

<sup>3</sup> A neurociência estabelece que pensamentos são sinapses. Sem sinapses, pensamentos não existem. Porém, a neurociência não explica a *manifestação subjetiva* que acompanha as sinapses. Esse é conhecido como o problema duro da consciência.

car o funcionamento de mercados específicos e as interações entre consumidores e produtores, quanto para a **Macroeconomia**, que visa entender a economia em sua totalidade, abrangendo desde o nível nacional até a economia global. No entanto, as doutrinas clássicas dessas teorias, desenvolvidas no século XIX, embora científicas, enfrentaram dificuldades em se sustentar empiricamente ao longo do tempo. Teóricos começaram a questionar suas suposições fundamentais ainda no século XIX, e essas críticas se intensificaram ao longo do século XX. Na Microeconomia, a versão clássica foi revisada por correntes modernas como a **Microeconomia Evolutiva**, que expande os conceitos clássicos ao introduzir a racionalidade limitada, o comportamento dinâmico e as interações institucionais [205], [206]. Essa abordagem busca explicar fenômenos mais complexos e realistas, como a dispersão de preços e a diversidade das estruturas industriais, que a teoria clássica, baseada na racionalidade perfeita e no equilíbrio estático, tinha dificuldade em abordar.

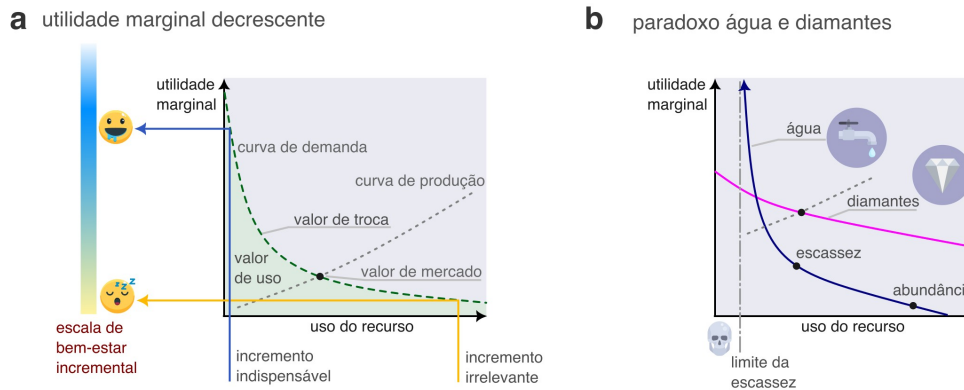
Outra transformação de substancial importância na Microeconomia foi o advento da **Economia Ambiental**<sup>4</sup>. De acordo com Pearce (2002) [207], essa corrente microeconômica teve suas origens nos anos 1950 nos Estados Unidos, com a criação do *Resources for the Future* (RFF). Essa instituição dedicava-se a investigar questões relacionadas à escassez de recursos naturais e seus impactos econômicos. Segundo o autor, a década de 1960 foi marcada por um fortalecimento dessa disciplina, impulsionado pelo movimento ambientalista, notadamente por obras como *Silent Spring* (1962), de Rachel Carson, e *Spaceship Earth* (1966), de Boulding. Esse contexto levou economistas a aprofundarem o estudo das **externalidades** — impactos não precificados de atividades econômicas sobre terceiros — com base em fundamentos teóricos, como os desenvolvidos por Pigou (1920). Pearce destaca que, a partir dessas bases, economistas passaram a utilizar análises de custo-benefício para embasar políticas públicas ambientais, utilizando conceitos como o critério de compensação Kaldor-Hicks. Com esse avanço, a tradicional separação entre economia de recursos naturais (focada no uso ótimo de recursos) e economia ambiental (centrada na poluição) começou a se diluir. Isso ocorreu especialmente com a incorporação de teorias de crescimento econômico que levavam em consideração os limites ambientais. Adicionalmente, surgiram diversas contribuições sobre como lidar com as externalidades, propondo soluções como impostos, regulações ou negociações privadas. Essas abordagens fomentaram políticas ambientalistas alinhadas ao funcionamento do mercado. Assim, a Economia Ambiental consolidou-se como uma subdisciplina da Microeconomia Neoclássica, integrando teorias de bem-estar econômico, crescimento sustentável e instrumentos como impostos sobre poluição e permissões negociáveis, com o objetivo de promover eficiência econômica e sustentabilidade ambiental. Apesar da natureza prática sobre instrumentos de gestão dos recursos naturais, essa corrente não confronta o entendimento mais amplo sobre a Macroeconomia. Por outro lado, os proponentes da Economia Ecológica, como Herman Daly (1938-1922), rejeitam completamente a doutrina clássica e neoclássica da Macroeconomia, argumentando que ela negligencia as leis da termodinâmica. Como veremos mais adiante, a Economia Ecológica propõe uma legítima mudança de paradigma, colocando a sustentabilidade no centro das análises macroeconômicas e destacando que o crescimento econômico ilimitado é inviável em um planeta com recursos finitos.

#### 4.2.2 A teoria da utilidade marginal

Na Microeconomia, o Utilitarismo encontrou sua expressão máxima na **Teoria da Utilidade Marginal** durante o século XIX, articulada por pensadores como William Stanley Jevons e Carl Menger [201]. Essa teoria busca explicar os preços em mercados, entendidos como o resultado de milhares de decisões independentes e descentralizadas entre consumidores e produtores. Ou seja, em um sistema de livre-mercado, a informação sobre a escassez de um recurso é

<sup>4</sup>Também chamada de Economia Ambiental Neoclássica, para denotar a sua diferença em relação à Economia Ecológica





**Figura 4.2 — Utilidade marginal e as curvas de demanda.** A teoria da utilidade marginal explica o sistema de preços observado em mercados. A utilidade marginal, assim, é equivalente ao valor de troca dos recursos. **a** — A teoria se fundamenta no princípio da utilidade marginal decrescente, o conceito de que o agente econômico consumir sacia-se cada vez mais à medida que consome um dado recurso, formando uma curva de demanda com declividade negativa. Inicialmente, as primeiras unidades consumidas produzem uma grande utilidade marginal, é um incremento de consumo indispensável. Mas a utilidade marginal diminui ao passo que os incrementos de consumo tornam-se irrelevantes. A curva de produção desse recurso no lado da oferta estabelece o ponto em produtores e consumidores estão igualmente satisfeitos, formando o preço de mercado. **b** — A teoria da utilidade marginal explica o valor de troca em condições de escassez e abundância. A água, essencial à vida, possui baixa utilidade marginal e valor de mercado quando abundante, mas em escassez, sua utilidade marginal cresce, tornando-a valiosa. Em contraste, diamantes, que não são essenciais, mantêm alto valor de mercado devido à sua escassez. O limite de escassez indica o ponto em que a utilidade marginal de recursos essenciais como a água atinge níveis críticos, elevando seu valor de troca muito acima de recursos não essenciais.

transmitida aos consumidores por meio de seu **preço**. A Teoria da Utilidade Marginal sustenta que o preço de um bem ou serviço consiste no **valor de mercado**, ou **valor de troca**, em condições que satisfazem tanto os produtores quanto os consumidores (ver Figura 4.2a). Esse valor corresponde à utilidade adicional que um indivíduo obtém ao consumir uma unidade extra de um bem, a qual diminui conforme o consumo aumenta — o denominado **princípio da utilidade marginal decrescente**. Em termos práticos, isso significa que o consumidor tende a se *saciar* à medida que consome mais de um determinado bem ou serviço, produzindo uma curva de demanda com declividade negativa.

A teoria explica com relativo sucesso o chamado **paradoxo do valor**, a bizarra diferença de valor entre diamantes (pouco útil) e água (muito útil) (ver Figura 4.2b). Nesse caso, o **valor de uso** de um recurso essencial para a sobrevivência como a água pode ser extremamente alto, enquanto seu valor de troca é relativamente baixo, especialmente onde a água é abundante. Por outro lado, bens como diamantes ou joias têm um valor de uso baixo, mas possuem um valor de troca elevado devido à sua escassez e à alta demanda por aqueles que as consideram itens de status social (mas o valor de troca é baixo em sociedades que preferem um cocar de penas, por exemplo). Em uma situação de escassez extrema de água, por outro lado, o valor de troca da água facilmente superar o valor dos diamantes, pois torna-se uma questão de vida ou morte. Esse contraste ilustra como o valor de uso e o valor de troca podem divergir significativamente, e como a utilidade marginal ajuda a explicar o preço de mercado, independentemente da funcionalidade do bem ou serviço.<sup>5</sup> Com base nessa lógica, a teoria fornece um modelo para explicar (e prever) a formação dos preços nos mercados, e seu conceito de **eficiência de**

<sup>5</sup>A Teoria do Valor-Trabalho de Karl Marx contrasta com a Teoria da Utilidade Marginal ao afirmar que o **valor de trabalho** de um bem é determinado pelo trabalho socialmente necessário para produzi-lo, e não pela utilidade que o bem proporciona ao consumidor. Segundo Marx, o valor de um bem é proporcional à quantidade de trabalho incorporado em sua produção, o que inclui tanto o trabalho direto quanto o trabalho necessário para produzir os meios de produção. Esse conceito fundamenta a análise de Marx sobre a exploração do trabalho para se acumular capital, onde os bens são trocados com base no valor do trabalho, mas os trabalhadores recebem apenas uma fração desse valor, criando a mais-valia, ou lucro, para os proprietários dos meios de produção. Ainda que o valor de trabalho de um bem ou serviço possa existir, o problema da tese marxiana é que, na prática, os bens produzidos pelos trabalhadores são vendidos em mercados, pelo valor de troca auferido pelos consumidores.

**Pareto** sugere que, sob certas condições, os mercados atingem um equilíbrio, alocando recursos escassos de forma otimizada a satisfazer a todos, sem que seja possível melhorar a situação de alguém sem prejudicar outro.

O poder explicativo da Teoria da Utilidade Marginal parece corroborar o conceito de utilidade, já que consumidores e produtores em mercados reais supostamente ajustam suas decisões de acordo com os benefícios marginais – mesmo sem nunca terem ouvido falar de Jeremy Bentham ou de utilidade marginal decrescente. Junto com outras teorias auxiliares, a Teoria da Utilidade Marginal compõe a base da Microeconomia Clássica, que busca explicar cientificamente o funcionamento geral de mercados específicos. Esse conjunto de teorias assume que os agentes na economia são plenamente racionais, capazes de maximizar a sua utilidade individual, e que os mercados funcionam de maneira eficiente para maximizar a utilidade total, alcançando um equilíbrio de forma automática, sem intervenções externas. No entanto, para que a suposta eficiência na alocação de recursos seja alcançada, é necessário que não existam **distorções de mercado**, e que condições ideais estejam presentes, como a existência de muitos produtores, disponibilidade total de informações e a ausência de especulação e propaganda — fatores que raramente se verificam na realidade. Além das distorções de mercado, o comportamento irracional dos seres humanos, como demonstrado por Daniel Kahneman [10], desafia a ideia de mercados completamente eficientes. Consumidores e produtores, influenciados por vieses cognitivos, como a aversão à perda e o viés de ancoragem, muitas vezes tomam decisões não inteiramente racionais, gerando ineficiências e distorções nos preços.

A Microeconomia Evolutiva tenta superar essas limitações ao adotar uma abordagem mais dinâmica, incluindo principalmente simulações com modelos baseados em agentes [206]. Nesse caso, os agentes possuem racionalidade limitada e informações locais, e suas interações ocorrem ao longo do tempo, em processos definidos explicitamente. Além disso, várias instituições, além do mercado, influenciam e sustentam a alocação dos recursos. Assim, a microeconomia evolutiva oferece uma explicação teórica mais robusta para fenômenos que a microeconomia clássica tem dificuldade em justificar. Os modelos baseados em agentes da abordagem evolutiva, naturalmente caóticos e computacionalmente irreduzíveis, deixam mais claro que, embora ambicionem realizar previsões, as teorias micro-econômicas geralmente se limitam a modelagens exploratórias. Os modelos, assim, trazem uma ampla capacidade explicativa, mas pouca capacidade preditiva, fazendo a adequação empírica ocorrer em casos muito específicos, geralmente favorecendo algumas das hipóteses auxiliares, mas não o modelo em sua completude.

### 4.2.3 Paradigmas macroeconômicos

Como mencionado anteriormente, a Macroeconomia se diferencia da Microeconomia por buscar explicar a economia como um todo, indo além de mercados específicos e abrangendo até a economia nacional e global [208]. As doutrinas clássica e neoclássica da Macroeconomia, no entanto, tendem a ser uma generalização da Microeconomia, expandindo a visão para todos os mercados, produtores e consumidores em uma região de interesse, como um país. O modelo macroeconômico clássico consiste no **fluxo circular de valor de troca** entre produtores e consumidores. Na prática, isso corresponde ao fluxo de valor de troca entre empresas e domicílios, que pode ser medido anualmente pelo faturamento total das empresas e pela renda dos domicílios. Como se trata de um fluxo circular, o valor total de um deve ser equivalente ao do outro.

A escola Neoclássica revisa o modelo clássico ao inserir no fluxo circular de valor de troca as injeções e vazamentos causados pelas finanças privadas (investimentos e reservas individuais), finanças públicas (arrecadação de impostos e investimentos públicos) e finanças internacionais (importações e exportações). A maximização da utilidade total, tido como o objetivo supremo, pode ser entendida como a maximização desse fluxo de valor de troca no

3885 sistema circular. Portanto, a escola Neoclássica se foca unicamente no fluxo de valor de troca  
nos mercados e nas estratégias para aumentá-lo, o que é chamado de **crecimento econômico**.  
As diferenças entre essas estratégias variam, geralmente envolvendo mais ou menos regulação  
ou intervenção estatal nos mercados de forma a reduzir o desemprego e estabilizar preços. Polí-  
ticas fiscais e monetárias, por sua vez, objetivam controlar de alguma forma os vazamentos dos  
3890 impostos e reservas individuais. O sucesso de uma estratégia, porém, é testado pelo aumento  
no faturamento das empresas ou na renda dos domicílios, sendo esse crescimento interpretado  
como um sinal de progresso em direção ao objetivo supremo de maximizar a utilidade total.

A Economia Ecológica, articulada principalmente por Herman Daly, propõe um novo  
paradigma que rejeita a escola Neoclássica [209]. Essa visão propõe a teoria macroeconômica  
3895 seja incorporada à **Ecologia**, uma ciência baseada em princípios físicos, reconhecendo que o  
sistema-alvo a ser modelado é, essencialmente, um sistema material [210]. Ao que consta,  
a perspectiva material sobre a Economia estava presente nas suas origens modernas, mas foi  
lentamente sendo substituída pelo interesse no valor de troca, que é imaterial [211]. Um bom  
exemplo é o de Thomas Malthus (1766-1834), que identificou potenciais limites para o cres-  
cimento da população humana em função da produção de alimentos, que cresceria a um ritmo  
3900 relativamente mais lento. Em essência, Malthus via claramente os seres humanos como seres  
materiais, que precisam de nutrientes e energia para sobreviver, assim como qualquer outra es-  
pécie no planeta. Por exemplo, se um ser humano precisa consumir diariamente 3 litros de água  
e 0,4 kg de alimentos (aproximadamente 2000 calorias, divididas entre gorduras, carboidratos  
3905 e proteínas), então se deduz que a população global atual de 8 bilhões de pessoas demanda dia-  
riamente 24 milhões de metros cúbicos de água e 50 mil toneladas de alimentos. Sem um fluxo  
material dessa magnitude, a população global não duraria muito tempo. Oito bilhões parece  
bastante gente, mas será que seria possível dobrar esse tamanho? Ou triplicar?

Uma vez que as previsões de fome generalizada e colapso populacional de Malthus  
3910 não se concretizaram em sua época, economistas clássicos e neoclássicos tendem a desconside-  
rar sua teoria, confundindo suas conclusões circunstanciais com os fundamentos materiais de  
sua abordagem. No debate acirrado que surgiu com a proposta da Economia Ecológica, econo-  
mistas neoclássicos acusam os proponentes do novo paradigma de serem “neomalthusianos”,  
o que soa um tanto de forma pejorativa [212]. A visão ecológica, por sua vez, acusa a escola  
3915 Neoclássica em se focar excessivamente nos fluxos de valor de troca de **mercadorias**, bens e  
serviços muito específicos que podem ser comprados ou vendidos [213], [214]. Esse foco no  
fluxo de valor é tão hegemônico que a escola Neoclássica sequer considera a materialidade das  
mercadorias: elas são apenas *veículos* que transportam utilidade marginal, definida pelo seu  
preço. Assim, a escola Neoclássica instancia uma ontologia imaterial e abstrata de valor de  
3920 troca. Essa representação pode ser um modelo interessante para entender e explicar os fluxos  
de valores em mercados, mas nem de perto consiste em uma representação de uma realidade  
material.

#### 4.2.4 A ontologia do Fisicalismo

Em termos ontológicos, a Economia Ecológica sustenta uma realidade fisicalista. O **Fisica-**  
3925 **lismo**<sup>6</sup> é uma corrente de pensamento realista e naturalista que postula que a realidade objetiva  
existe, rege-se pelas leis da Física e é composta em última instância de matéria e energia [215].  
Sendo a Física uma teoria científica, o Fisicalismo consiste na principal visão de mundo di-  
retamente implicada pelo Realismo Científico. Nessa perspectiva, até mesmo o conceito de  
utilidade consiste em algo material, pois coisas como “bem-estar” ou “satisfação” na verdade  
3930 são sinapses em cérebros, um órgão do corpo humano.

O Fisicalismo, apesar de atrativo devido à sua forte adequação empírica, enfrenta

<sup>6</sup>Também denominado de Materialismo.

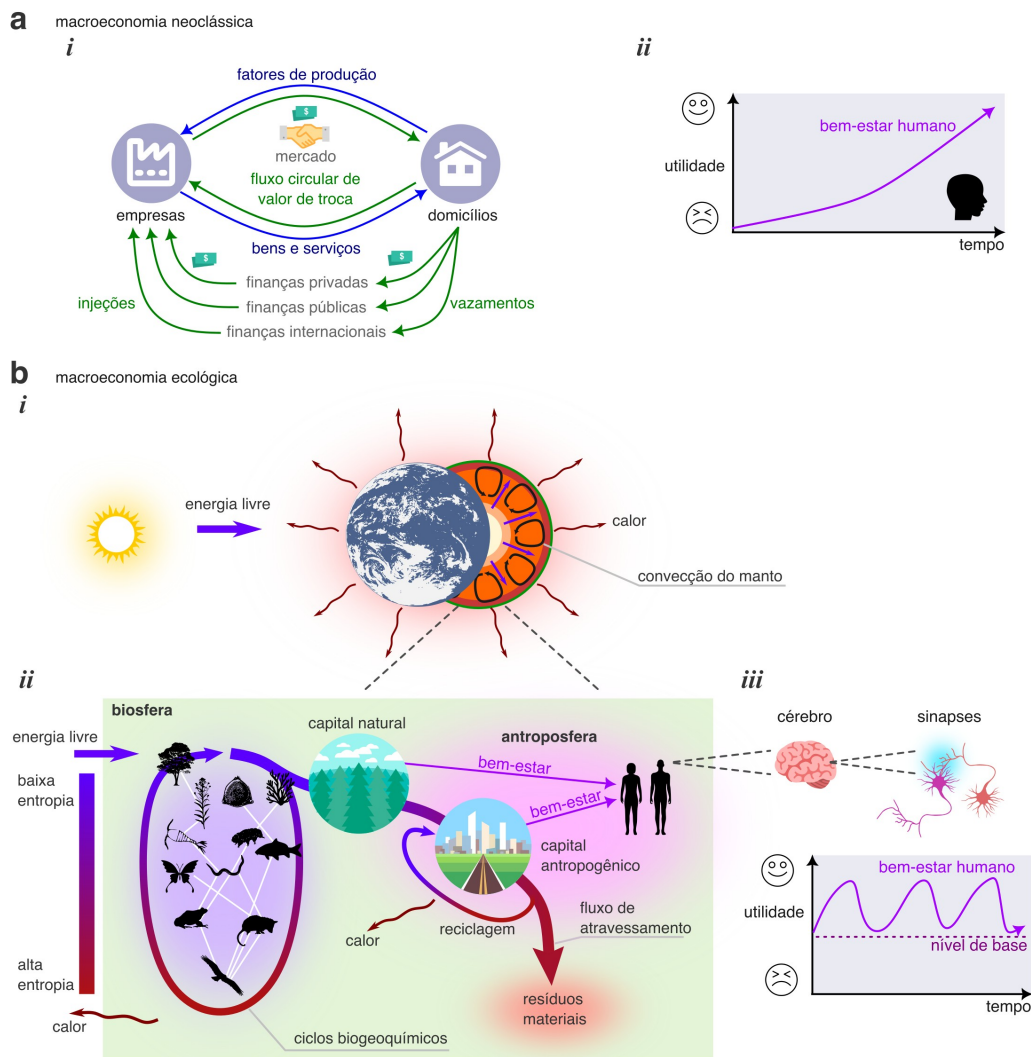
alguns problemas estruturais críticos. Um dos principais é o problema mente-corpo, ou o **problema duro da consciência** — a aparente impossibilidade de se explicar as experiências subjetivas a partir de processos físicos, como as sinapses [216]. Outro problema grave é o **problema do livre-arbítrio**, que surge ao se aceitar as últimas consequências do Fisicalismo, que é o Determinismo [217]. Em uma realidade determinista, decisões seriam meras sensações, sem agência real, tornando a ideia de escolhas na alocação de recursos, central na Economia, desprovida de qualquer sentido<sup>7</sup>. Mas ambos os problemas são sintomas do Realismo Científico, que propõe que a Ciência busca descrever a verdade sobre a realidade. Os Instrumentalistas, como Bas van Fraassen e Nancy Cartwright, contestam essa visão, argumentando que as teorias científicas objetivam apenas produzir descrições *empiricamente adequadas*, sem necessariamente refletir a verdade última sobre o mundo [29], [31]. Nesse sentido, escolher uma ontologia fisicalista para a Macroeconomia oferece uma base empiricamente mais robusta do que a escola Neoclássica, cuja explicação se limita ao fluxo de valor de troca nos mercados. Verdadeira ou não, uma base física oferece maior capacidade explicativa e preditiva do que o modelo de fluxo circular neoclássico.

Um dos pioneiros a aceitar e difundir o Fisicalismo na Economia, preparando o terreno para o paradigma ecológico, foi Nicholas Georgescu-Roegen (1906-1994), especialmente com sua obra seminal *A Lei da Entropia e o Processo Econômico*<sup>8</sup> (1971). Nessa obra, Georgescu-Roegen destaca as implicações da primeira e da segunda leis da termodinâmica em uma economia baseada em recursos materiais. A **primeira lei da termodinâmica**, conhecida como o **princípio da conservação**, afirma que matéria e energia não podem ser criadas nem destruídas, apenas transformadas de uma forma para outra. Já a **segunda lei da termodinâmica** estabelece que a **entropia** de um sistema isolado tende a aumentar, indicando que os processos naturais seguem uma trajetória de desordem crescente. Isso significa que a **energia livre**, capaz de realizar trabalho, tende a se degradar em formas cada vez menos capazes de realizar trabalho. Da mesma maneira, as estruturas materiais tendem a se desintegrar espontaneamente de um estado ordenado (heterogêneo e menos provável) para um estado desordenado (homogêneo e mais provável). A segunda lei implica também que nenhum processo de transferência de energia ou conversão material é 100% eficiente, pois sempre ocorrerão perdas na forma de calor e resíduos. Portanto, essas leis estabelecem que a manutenção de ordem no Universo só é possível localmente e às custas de fontes externas de energia livre. Mesmo assim, a criação de ordem por meio de trabalho resulta inevitavelmente na geração de resíduos materiais e energéticos sem utilidade.

Outro pioneiro na visão fisicalista foi Jay Forrester, o inventor da Dinâmica de Sistemas, tema introduzido no Capítulo 2. Jay Forrester e a sua equipe de engenheiros e cientistas no MIT demonstraram a partir das publicações *World Dynamics* e *Limites do crescimento* como que modelos de compartimentos podem ser empregados para se obter previsões sobre o estado da economia global ao longo do tempo [48], [218]. As simulações do modelo *World3* introduziram uma abordagem fisicalista, demonstrando a materialidade do sistema econômico ao integrar os níveis e fluxos materiais dos sistema global, tais como a população, capital industrial, terras agricultáveis e a poluição resultante. Os resultados, ainda que variados para diferentes cenários, evidenciam os limites físicos impostos pela biosfera sobre a antroposfera, como o esgotamento de fontes energéticas não-renováveis, a degradação de terras agrícolas e a capacidade finita de absorção de poluentes dos ecossistemas. Nos diversos cenários explorados, o crescimento da população humana e de capital industrial enfrentam inevitavelmente um ponto de ruptura, onde o aumento dos custos de extração de recursos, a perda de produtividade agrícola e os impactos da poluição aplicam retroações negativas cada vez maiores, resultando cedo ou tarde em um declínio no crescimento de capital industrial. Assim, as explorações do *World3* ilustraram a interdependência entre o sistema econômico e os limites físicos da

<sup>7</sup>O Fisicalismo radical conduz ao Niilismo, uma teoria ética que nega a existência de valores morais ou objetivos supremos para orientar decisões

<sup>8</sup>Tradução livre de *The Entropy Law and the Economic Process*



**Figura 4.3 — A Macroeconomia ecológica.** Ao contrário da macroeconomia neoclássica, a macroeconomia ecológica instancia um modelo baseado nas leis da termodinâmica. **a** — O modelo neoclássico de macroeconomia busca representar um fluxo circular de valor de troca entre empresas e domicílios, com injeções e vazamentos gerados pelas políticas fiscais e financeiras de agentes privados e públicos (detalhe *i*). Se o fluxo de valor de troca aumenta, a utilidade aumenta, pois o valor de troca é equivalente à utilidade marginal. Com isso, se conclui que o aumento do fluxo de valor de troca é um indicador direto aumento do bem-estar humano (detalhe *ii*). **b** — O modelo ecológico de macroeconomia admite uma ontologia fiscalista, que instancia fluxos de matéria e energia em sistemas abertos. A biosfera é a camada superior da Terra que lentamente troca matéria com o manto e recebe fluxos de energia livre do Sol e do núcleo, emitindo calor para o espaço (detalhe *i*). O fluxo de energia livre na biosfera é processado por ciclos biogeoquímicos, incluindo ecossistemas, circulando materiais entre os extremos de baixa e alta entropia. A antroposfera consiste no habitat humano inserido dentro da biosfera e é atravessada por um fluxo linear de matéria, que resulta em resíduos (detalhe *ii*). Nesse sistema, o bem-estar humano é também um processo material e finito, obtido tanto a partir do capital (detalhe *iii*). Nesse sistema, o bem-estar humano é também um processo material e finito, obtido tanto a partir do capital natural, as estruturas já existentes na biosfera (detalhe *iii*).

biosfera.

#### 4.2.5 O modelo ecológico de macroeconomia

A partir das leis termodinâmicas e da visão sistêmica, a Economia Ecológica representa a macroeconomia por um modelo ecológico, ilustrado na Figura 4.3. Nesse modelo, a **antroposfera** — o ambiente material habitado pelos seres humanos — está inserida na **biosfera**, que abrange o sistema material da superfície da Terra, desde a atmosfera até os primeiros quilômetros subterrâneos da litosfera. Energeticamente, a biosfera não é um sistema isolado, mas



aberto, recebendo um fluxo contínuo de energia livre da radiação do sol e do núcleo interno do planeta. Essa energia de alta qualidade, após realizar trabalho, é emitida para o espaço em formas menos úteis de calor. Materialmente, a biosfera também está conectada a fluxos de entrada e saída promovidos pelos processos de subducção, soterramento, soerguimento e vulcanismo, que resultam dos movimentos de convecção do manto, além das perdas de gases leves para o espaço. Embora processos como o vulcanismo representem exceções mais súbitas, a maioria das trocas materiais na biosfera ocorre de maneira extremamente lenta, em escalas geológicas. Dessa forma, a biosfera pode ser considerada, na prática, um sistema energeticamente aberto, mas materialmente fechado.

A abertura energética de um sistema é fundamental para a criação de ordem no seu interior. A fotossíntese, por exemplo, é um dos principais processos de geração de ordem na biosfera, ao empregar a energia livre da radiação solar para produzir materiais de baixa entropia, como açúcares, a partir de compostos de alta entropia, como o dióxido de carbono. Processos de soterramento desses materiais de baixa entropia ao longo de milhões de anos produziram as reservas de combustíveis fósseis amplamente utilizadas hoje pela antroposfera. Além da fotossíntese, o motor do ciclo do carbono, diversos outros **ciclos bio-geoquímicos** ocorrem na biosfera, todos impulsionados por fontes externas de energia. O ciclo hidrológico, por exemplo, é movido pela energia solar, que evapora a água e a eleva, conferindo-lhe potencial gravitacional, que pode realizar trabalho em moinhos ou turbinas. Esses ciclos mantêm a dinâmica e a ordem da biosfera, demonstrando a interdependência entre o aporte de energia externa e a organização interna do sistema.

Os fundamentos físicos da Economia Ecológica resulta em uma interpretação completamente diferente de crescimento econômico. A primeira lei da termodinâmica, vista sob a lente do modelo ecológico, implica que não existe crescimento material real na biosfera, uma vez que a matéria se conserva. A antroposfera, sendo um habitat humano dentro da biosfera, pode expandir a sua complexidade estrutural ao processar os materiais da biosfera, mas sempre às custas da geração de calor e outros resíduos. A segunda lei da termodinâmica, por sua vez, implica que a mera *sustentação* da antroposfera exige um fluxo de energia livre e de materiais de reposição, pois é necessário trabalhar continuamente contra a degradação espontânea do sistema material. Esse fluxo inevitável de matéria que é processada pela antroposfera e gera resíduos inúteis dispersos na biosfera é chamado na Economia Ecológica de **fluxo de atravessamento**<sup>9</sup>. Nesse sentido, o crescimento econômico teorizado pela Economia Neoclássica é, sobretudo, uma ilusão, um fenômeno imaginário instanciado pela realidade intersubjetiva do valor de troca. Mas como bens e serviços em mercados são entidades materiais, aumentar o seu consumo implica, obrigatoriamente, em aumentar o fluxo de atravessamento. A diferença entre os paradigmas econômicos, aqui, torna-se muito clara: enquanto um instancia um fluxo circular e imaterial (utilidade marginal e valor de troca), o outro vê um fluxo linear e material (processamento de energia livre).

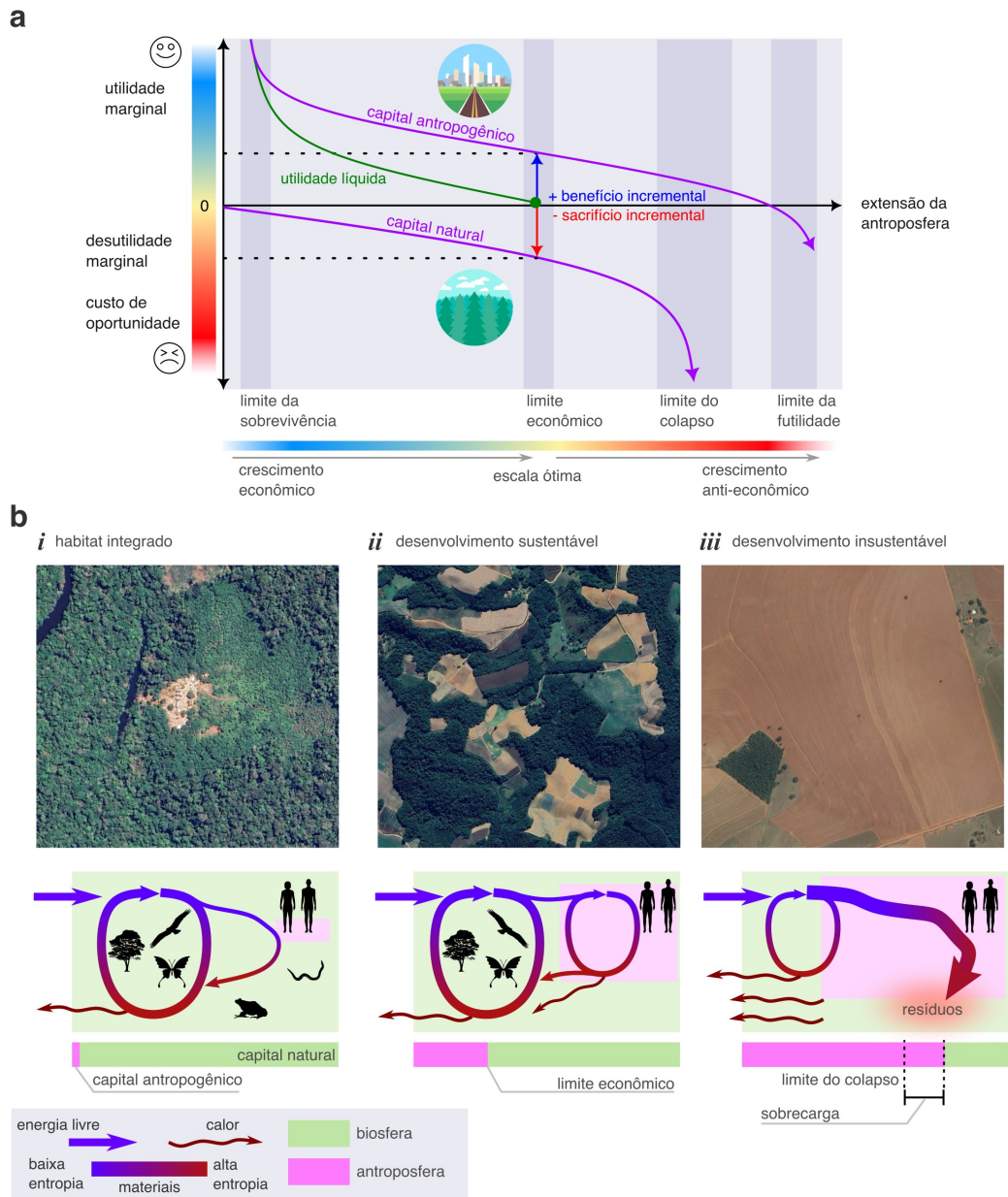
## 4.3 Capital natural

### 4.3.1 A escala ótima da antroposfera

Embora a Economia Ecológica rejeite as ideias neoclássicas no campo da Macroeconomia, ela compartilha vários conceitos fundamentais da Microeconomia, como a Teoria da Utilidade Marginal e o objetivo supremo de maximização do bem-estar humano. Nesse sentido, Herman Daly [7] propõe que, sendo a antroposfera um subsistema material da biosfera, existe uma **escala ótima** para a antroposfera, ponto em que o bem-estar humano atinge seu máximo, como ilustrado na Figura 4.4. Após o chamado **limite econômico**, o crescimento da antroposfera se

<sup>9</sup>Tradução livre de *throughput*.





**Figura 4.4 — A escala ótima da antroposfera.** A principal implicação do modelo ecológico da macroeconomia é que, por ser material, a antroposfera exibe uma extensão econômica sobre a biosfera, ou seja, uma escala ótima. As perguntas de pesquisa do paradigma ecológico orbitam em torno de identificar a escala ótima e outros limites sob diferentes enfoques. **a** — A extensão da antroposfera incorre tanto em uma utilidade marginal decrescente quanto em um custo de oportunidade, ou desutilidade marginal, pelo sacrifício do capital natural pela expansão do capital antropogênico. O limite da sobrevivência, assim, é o habitat minimamente viável que os seres humanos necessitam para metabolizar e se reproduzir. O limite econômico é a escala em que o benefício incremental é equivalente ao sacrifício incremental. Além da escala ótima, a expansão da antroposfera é anti-econômica, pois resulta em uma utilidade marginal líquida negativa. Nessa região há o limite do colapso, que varia conforme a escala de análise e o limite da o limite da futilidade. **b** — A escala ótima pode ser visualizada pelo uso da terra, pela transição gradual entre o habitat integrado de pequenas clareiras abertas (detalhe *i*), passando por um mosaico de fragmentos (detalhe *ii*) até a completa antropização (detalhe *iii*). O desenvolvimento sustentável consiste no tamanho máximo da antroposfera que consegue ainda ser integrada no sistema ecológico, o que exige um fluxo de reciclagem de recursos.

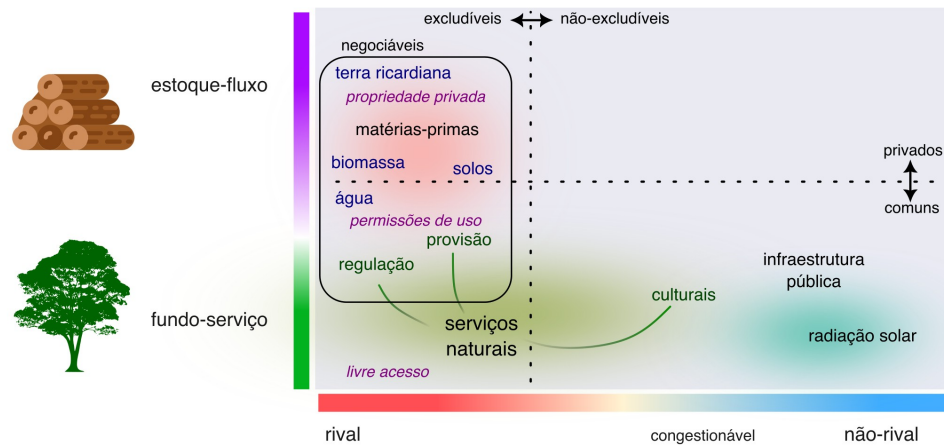
torna anti-econômico, gerando prejuízos crescentes. O conceito de **desenvolvimento sustentável** está diretamente ligado a essa ideia, indicando que o crescimento material da economia deve ser balanceado dentro dos limites da biosfera. Assim, as escolhas econômicas precisam considerar esse equilíbrio, implementando mecanismos e políticas que evitem que a antroposfera ultrapasse seu ponto ótimo. O programa de pesquisa do paradigma, portanto, objetiva investigar quão próximo estamos desse limite. Em um mundo vazio, há espaço para expandir.

Já em um mundo lotado, esse limite pode ter sido ultrapassado, exigindo um planejamento que priorize o **decrescimento** da antroposfera.

O entendimento da escala ótima só é possível ao se generalizar o conceito de *capital* para além da sua concepção convencional. Na visão ecológica, **capital antropogênico** consiste nas estruturas materiais e sociais construídas por seres humanos que produzem um fluxo de bens e serviços, resultando em bem-estar humano. A definição é vaga e pode ser confundido com a própria antroposfera. Uma fábrica de motocicletas, por exemplo, consiste em um típico exemplar de capital industrial que produz bens (motocicletas). Uma motocicleta, contudo, pode ser usada para fornecer um serviço de entrega, o que a torna um bem por um lado e um capital por outro. A capacidade de pilotar uma motocicleta faz dos trabalhadores de uma empresa de entregas o seu capital humano. O termo “capitalismo”, nesse sentido, consiste na doutrina de acumulação de capital antropogênico, ou de expansão da antroposfera. Note-se que, na ótica neoclássica, o capitalismo explicitamente determina o crescimento do capital, mas apenas indiretamente assume que isso irá aumentar o bem-humano, pelo aumento do fluxo de valor de troca. Como vimos acima, essa doutrina resulta na expansão da antroposfera sobre a biosfera, aumentando o fluxo de atravessamento.

Mas além do capital antropogênico, a visão ecológica também instancia o conceito de **capital natural**. A ideia foi articulada inicialmente por Robert Costanza e Herman Daly, em analogia ao capital construído [219]. Assim, o capital natural se define pelas estruturas materiais da própria biosfera que produzem um fluxo *direto* de bens e serviços, resultando em bem-estar humano. Além de bens diretamente utilizáveis, como madeira ou um cardume de peixes, também são considerados serviços, como a polinização, que sustenta a produção de alimentos, a formação de solos férteis, indispensável para a agricultura, e os ciclos biogeoquímicos, como o sequestro de carbono, que regula o clima global. Esses serviços resultam de **funções ambientais** fundamentais para a vida na Terra, ainda que negligenciados pela abordagem convencional sobre recursos naturais [220]. Um bom exercício para ilustrar sua importância é imaginar o que seria necessário construir para reproduzir as condições naturais em uma colônia humana em Marte. Sem o suporte do capital natural, todos os processos essenciais à vida teriam que ser artificialmente replicados, evidenciando a interdependência crítica entre a antroposfera e a biosfera.

O cerne do conceito de escala ótima, portanto, é reconhecer que a construção de capital antropogênico exige a desmontagem da infraestrutura existente de capital natural. Isso resulta obrigatoriamente em um sacrifício de bem-estar provido diretamente pelos recursos e serviços naturais. No jargão econômico, existe um **custo de oportunidade** na expansão da antroposfera, que é o sacrifício dos recursos e serviços naturais providenciados pelo capital natural. A Teoria da Utilidade Marginal, ajuda a ilustrar esse dilema pelo diagrama de utilidade (Figura 4.4): o limite econômico do crescimento do capital antropogênico ocorre quando a sua utilidade marginal se iguala à sua **desutilidade marginal**. A desutilidade marginal consiste na perda incremental de utilidade do lado do capital natural, e consiste exatamente no custo de oportunidade. Esse sacrifício incremental de utilidade é pequeno em um mundo vazio: uma pequena clareira aberta em uma imensa floresta é praticamente imperceptível em termos de prejuízos, mesmo na escala local do ecossistema. Na verdade, pode-se conceber que a antroposfera necessita de um limite mínimo viável, o **limite da sobrevivência** dos seres humanos na biosfera. Mas à medida o mundo torna-se lotado, as perdas de utilidade crescem de forma não linear. Em muitas situações, é possível que um **limite catastrófico** possa ser superado, quanto processos de degradação praticamente irreversíveis passam a ser desencadeados. A região de sobrecarga é uma situação perigosa, pois atravessar o limite do colapso não implica em uma catástrofe instantânea, devido aos atrasos de propagação dos impactos no sistema ecológico. O diagrama representa a totalidade da biosfera, mas também pode ser interpretado outras escalas, como em países, bacias, etc, e em relação a processos naturais específicos. Em uma bacia hidrográfica, por exemplo, o limite econômico seria uma ocupação do solo e uso da água equi-



**Figura 4.5 — Classificação dos recursos naturais.** O paradigma ecológico organiza os recursos escassos entre tipologias de estoque-fluxo e fundo-serviço. Os recursos de estoque-fluxo oferecem utilidade quando são materialmente transformados durante seu consumo, enquanto que os recursos de fundo-serviço oferecem utilidade sem serem transformados. Os recursos de estoque-fluxo podem ser consumidos a qualquer velocidade, mas esgotam-se subitamente. Os recursos de fundo-serviço só podem ser consumidos a uma velocidade máxima possível e eventualmente podem ficar congestionados. Todos os recursos de estoque-fluxo são rivaís por definição, condição que impede múltiplos usuários ao mesmo tempo, e todos os recurso não-rivaís, por definição, são fundos-serviços. O serviços naturais, ao contrário das matérias primas, em geral são fundos-serviços rivaís, e por isso precisam de alguma forma regulada de exclusividade para evitar o problema do livre acesso.

librada, que preserva diversos outros bens e serviços naturais. Um exemplo mais intuitivo é o sistema do clima global: o limite econômico seria um nível de poluição por gases de efeito estufa que se compensaria em termos de bem-estar, enquanto que o limite catastrófico representa um nível de poluição em que os processos de mudança climática tornam-se descontrolados, ativando retroações positivas.

O limite econômico e o limite catastrófico são em geral inferiores ao **limite da futilidade**, o nível em que a utilidade marginal do capital antropogênico é nula ou mesmo negativa (a situação quando mais recursos trazem diretamente *menos* bem-estar). Isso traz implicações políticas importantes, que confrontam o *status quo* social. A escola econômica Neoclássica tende a ser bem-vista pelas elites sociais, pois ela sugere que basta aumentar o consumo dos recursos para se aumentar o bem-estar coletivo, independentemente das desigualdades relativas entre os consumidores. Com chamada **promessa da fatia maior**, basta fazer o “bolo” crescer para todos que os mais pobres terão amanhã uma fatia maior que hoje – ainda que o fatiamento continue sendo injusto. Mas ao se admitir que existe uma escala ótima para a antroposfera, vemos que os recursos devem ser consumidos no limite econômico para se maximizar o bem-estar humano, muito abaixo do limite da futilidade. A única possibilidade viável de alguém consumir recursos acima do limite econômico é garantir que outros consumam muito abaixo, um compensando a perda de capital natural do outro. Mas como esse arranjo desigual não maximiza o bem-estar coletivo, a Economia Ecológica postula que, em um mundo material finito, a desigualdade é imoral.

### 4.3.2 Compreendendo os recursos naturais

A classificação dos **recursos naturais** pela Economia Ecológica contrasta fortemente com a abordagem da escola Neoclássica. Como a Macroeconomia Neoclássica tende a ser uma visão estendida da Microeconomia, esse paradigma trata os recursos de forma homogênea, reduzindo eles a meros insumos, ou **fatores de produção**, que contribuem para a maximização de bens e serviços pelo capital antropogênico. Em geral, os fatores são categorizados em “terra” (matérias-primas) e “trabalho” (mão de obra), além do próprio capital (máquinas e

equipamentos). Na visão Neoclássica, prevalece a ideia de **capacidade de substituição**, ou seja, a possibilidade de trocar um insumo por outro quando este estiver escasso, o que gera uma relativa insensibilidade ao esgotamento dos recursos utilizados. Por não reconhecer a existência de capital natural, o esgotamento de matérias-primas não é considerado um problema de base, desde que possam ser substituídas com o advento de inovações tecnológicas.

Não obstante, Herman Daly articula uma distinção crítica entre **recursos de estoque-fluxo**, que podem ser consumidos em qualquer ritmo, e os **recursos de fundo-serviço**, cuja produtividade é limitada no tempo e que não podem ser facilmente substituídos [209]. O capital natural pode ser de um tipo ou de outro. Mas também pode ser ambos, como no caso das florestas. As florestas são um estoque-fluxo de madeira, uma matéria-prima. Mas também são um fundo-serviço de diversos **serviços naturais** (ver Figura 4.5). Com isso, o problema da escala ótima se faz evidente: o benefício econômico de desmontar uma floresta vem junto com o custo de oportunidade dos serviços naturais sacrificados. Mas como as florestas são um sistema que se regenera com energia do sol, é possível encontrar um fluxo sustentável de obtenção de madeira sem abrir completamente mão dos serviços naturais. Essa classificação ressalta a necessidade de estratégias que levem em consideração os limites e a **insubstituíbilidade** de certos recursos, oferecendo uma estrutura mais adequada para se desenhar políticas de desenvolvimento sustentável.

Os recursos de estoque-fluxo são aqueles que são materialmente transformados durante o processo produtivo, ou seja, tornam-se parte do produto final. No contexto do capital natural, esses recursos são classificados como **recursos renováveis** e **recursos não renováveis**. Um exemplo claro é o petróleo, que é refinado em combustível, ou as árvores, que são convertidas em tábuas e papel. Quando disponíveis, esses recursos podem ser consumidos a praticamente qualquer ritmo. Por exemplo, grandes quantidades de petróleo podem ser extraídas rapidamente, desde que existam poços suficientes e refinarias em operação. De forma semelhante, uma floresta pode ser desmatada em poucos dias, se houver máquinas e trabalhadores suficientes. Esses recursos também podem ser estocados para uso futuro; matérias-primas como grãos, combustíveis e minerais podem ser armazenados em depósitos, permitindo um gerenciamento flexível ao longo do tempo. Similarmente, talhões de florestas podem ser preservados para corte em ocasiões futuras.

Quando consumidos a uma velocidade maior que a **taxa de renovação natural**, os recursos de estoque-fluxo se esgotam subitamente. Como o petróleo leva milhões de anos para se formar naturalmente, ele é considerado um recurso não renovável, assim como a maioria dos **recursos minerais**. Já as florestas, quando manejadas adequadamente, podem se regenerar em um período razoavelmente curto de tempo, o que torna a madeira das árvores um recurso renovável, assim como a maioria dos **recursos bióticos**. A água, apesar de ser um **recurso abiótico**, também é um recurso renovável, pois o ciclo hidrológico atua constantemente, eventualmente regenerando os níveis dos rios e lagos. Contudo, uma vez utilizados, esses recursos são destruídos e não podem ser recuperados em sua forma original. Em certos casos, os resíduos gerados podem ser reutilizados em outros processos ou reciclados. A identificação de **recursos reutilizáveis** e **recursos recicláveis** consiste em uma estratégia essencial para a sustentabilidade, pois reduz o fluxo de atravessamento na antroposfera. Ainda assim, é preciso lembrar que esses processos não reduzem a necessidade de importar energia livre para a realização de trabalho.

Por outro lado, recursos de fundo-serviço são aqueles que participam do processo produtivo *sem* se transformarem fisicamente no produto final. Eles fornecem os meios e serviços essenciais para o processo produtivo, mas não se esgotam de imediato. A destruição desses recursos ocorre pelo desgaste ou **depreciação** ao longo do tempo, pela ação da segunda lei da termodinâmica. No caso do capital antropogênico, infraestruturas como rodovias, sistemas energéticos, redes de comunicação, além de máquinas e mão de obra, são exemplos desses recursos. Eles não se tornam parte do produto final; uma máquina de costura, por exem-



4170 plo, participa da fabricação de roupas, mas não se incorpora no produto. Em contraste com os recursos de estoque-fluxo, os recursos de fundo-serviço têm uma capacidade limitada de produção por unidade de tempo. Uma máquina ou um trabalhador pode produzir apenas uma quantidade finita de produtos em um determinado período, independentemente da quantidade de matéria-prima disponível. Além disso, esses serviços não podem ser estocados. Se uma fábrica fica inativa por uma semana, a capacidade produtiva dessa semana é perdida e não pode 4175 ser recuperada posteriormente. Com o tempo, esses recursos se desgastam; uma máquina, por exemplo, enferruja e precisa de manutenção, e os trabalhadores necessitam de descanso e capacitação contínua para manter a sua produtividade. Por isso, esses recursos não existem de forma estática, mas também participam no fluxo de atravessamento, consumindo energia livre e materiais de baixa entropia.

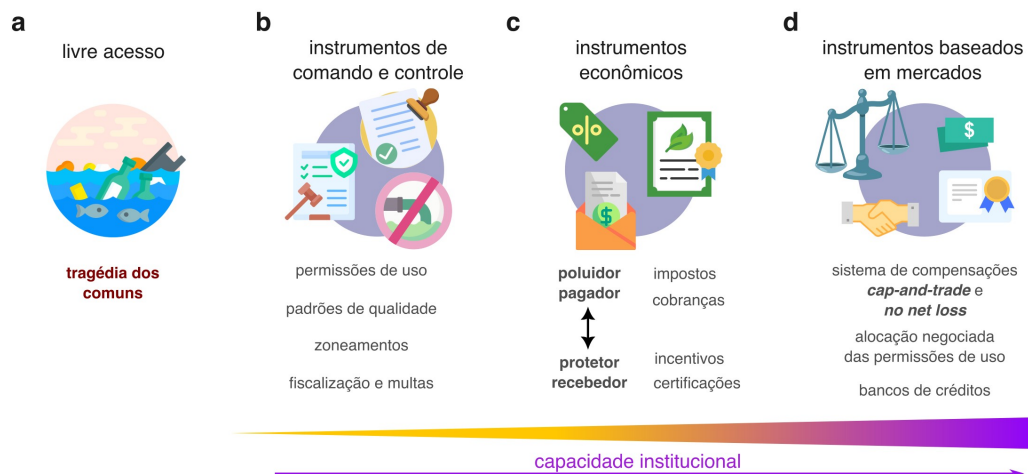
4180 Ao contrário do capital antropogênico, que depende de manutenção contínua por intervenções humanas, o capital natural possui intrínsecos mecanismos de **auto-organização**. Os ciclos biogeoquímicos, por exemplo, são impulsionados por fontes de energia livres como a radiação solar e o calor do núcleo terrestre, tornando a biosfera um sistema auto-organizado que sustenta a vida e regula os fluxos de materiais e energia. Como veremos adiante com mais 4185 detalhes, os serviços naturais são os recursos de fundo-serviço que obtemos diretamente desse sistema autorregulado. Esses serviços podem ser categorizados em três grandes grupos: os **serviços naturais de provisão**, que abrangem a capacidade da biosfera de fornecer e regenerar recursos de estoque-fluxo, como alimentos, água e matérias-primas; os **serviços naturais de regulação e manutenção**, que controlam processos vitais como o ciclo da água, a regulação 4190 do clima e a polinização, equilibrando e organizando os fluxos materiais dentro da biosfera; e os **serviços naturais culturais**, que se referem ao bem-estar imaterial proporcionado pela interação humana direta com o ambiente natural, seja através de atividades recreativas, científicas, religiosas ou espirituais. Exemplos concretos desses serviços incluem a capacidade de florestas tropicais de sequestrar carbono da atmosfera, regulando o clima global, ou os recifes de 4195 corais, que não só fornecem habitats para uma vasta biodiversidade marinha, mas também servem como barreiras naturais contra tempestades costeiras. Da mesma forma, a interação com paisagens naturais, como parques nacionais, promove a saúde mental e o bem-estar humano, exemplificando a dimensão cultural desses serviços.

### 4.3.3 O problema do livre acesso

4200 Desenhar políticas de alocação de recursos para manter a antroposfera no seu limite econômico passa invariavelmente por endereçar o **problema do livre acesso**. Esse problema foi articulado no artigo *A tragédia dos comuns* pelo ecólogo Garret Hardin (1968) [221]. Nesse artigo, Hardin argumenta que os problemas ambientais, como o sobreuso da terra e a poluição da água, são consequência do livre acesso de bens e serviços que são de uso comum, ou **recursos comuns**<sup>10</sup>. Como os indivíduos e empresas agem para maximizar apenas o seu bem-estar individual, o livre acesso acaba criando uma corrida desenfreada para aproveitar o recurso, que acaba sendo congestionado ou esgotado. Configura-se uma tragédia, portanto, pois a ação supostamente racional dos indivíduos termina por ser um movimento irracional do coletivo. Hardin reconhece, com isso, que fazer do recurso público um bem análogo a recursos privados 4210 pode ser uma solução interessante, mas que não se aplica em todos os casos:

A tragédia dos comuns, entendida como uma cesta de alimentos, é evitada pela propriedade privada, ou algo formalmente semelhante. Mas o ar e as águas ao nosso redor não podem ser facilmente cercados, e assim a tragédia dos comuns, entendida como uma fossa séptica, deve ser evitada por outros meios, através de leis coercitivas ou dispositivos de taxaço que tornem mais barato para o poluidor tratar seus poluentes do que descartá-los sem tratamento.

<sup>10</sup>Esse termo refere-se tanto ao capital natural quanto ao capital antropogênico.



**Figura 4.6 — Soluções para o problema do livre acesso.** O problema do livre acesso surge diante de recursos comuns, que não possuem exclusividade instituída. A solução passa por camadas incrementais de instrumentos de gestão, que exigem maior capacidade institucional do Estado. **a** — Sem regulações sobre o uso dos recursos comuns, a ação individual gera uma corrida desenfreada para utilizar os serviços-naturais e matérias-primas, produzindo a tragédia dos comuns — um colapso ambiental. **b** — Instrumentos de comando e controle são a primeira camada de gestão, definindo regras gerais aplicadas por força de lei sobre os agentes econômicos, como permissões de uso, padrões de qualidade, zoneamentos e penalidades em caso de infrações. **c** — Instrumentos econômicos formam a segunda camada de gestão, induzindo os agentes econômicos a mudarem seu comportamento para além das regras gerais obrigatórias. No caso, podem tanto ser articulados o princípio do poluidor-pagador, com impostos e cobranças, quanto o princípio do protetor-recebedor, com incentivos e certificações. **d** — Instrumentos baseados em mercados formam uma terceira camada de gestão, criando um espaço de negociações das permissões de uso para os agentes econômicos encontrarem arranjos otimizados por conta própria. Nesse instrumento, geralmente são definidos sistemas de compensações, que criam um mercado de créditos e débitos, como *cap-and-trade* e *no net loss*. Bancos são necessários para facilitar e reduzir o custo de transação.

Não avançamos tanto na solução desse problema quanto no primeiro. De fato, nosso conceito particular de propriedade privada, que nos impede de esgotar os recursos da Terra, favorece a poluição. O proprietário de uma fábrica na margem de um rio — cuja propriedade se estende até o meio do rio — muitas vezes tem dificuldade em entender por que não é seu direito natural poluir as águas que passam por sua porta. A lei, sempre desatualizada, exige uma adaptação elaborada para se ajustar a este aspecto recentemente percebido dos bens comuns.<sup>11</sup> — Garret Hardin (1968, p. 1245) [112].

O problema da poluição da água e do ar pode ser resolvido ao impor que os poluidores assumam total responsabilidade por seus resíduos. Um conceito central da Economia Ambiental Neoclássica, nesse sentido, é o de **externalidade**, que pode ser positiva ou negativa. Externalidade refere-se ao impacto das ações de um agente econômico sobre o bem-estar de outros [222]. No exemplo de Hardin, em que uma fábrica polui o ar e a água, devem ser criados mecanismos regulatórios para evitar a perda de bem-estar coletivo (a externalidade negativa), obrigando a fábrica a gerir seus resíduos, mesmo que isso seja mais oneroso. Nesse contexto, a Economia Ecológica oferece uma interpretação mais ampla do problema do livre acesso e das externalidades em comparação com a Economia Ambiental Neoclássica. O conceito de externalidade negativa, segundo essa visão, está relacionado ao custo de oportunidade da expansão da antroposfera sobre a biosfera. A transformação de um rio em um canal de efluentes gera

<sup>11</sup>Tradução livre de: *The tragedy of the commons as a food basket is averted by private property, or something formally like it. But the air and waters surrounding us cannot readily be fenced, and so the tragedy of the commons as a cesspool must be prevented by different means, through coercive laws or taxing devices that make it cheaper for the polluter to treat their pollutants than to discharge them untreated. We have not progressed as far with the solution to this problem as we have with the first. Indeed, our particular concept of private property, which deters us from exhausting the positive resources of the earth, favors pollution. The owner of a factory on the bank of a stream—whose property extends to the middle of the stream—often has difficulty seeing why it is not their natural right to muddy the waters flowing past their door. The law, always behind the times, requires elaborate stitching and fitting to adapt it to this newly perceived aspect of the commons.*



uma série de externalidades negativas precisamente pela perda de capital natural – os recursos e serviços diretamente fornecidos pelo rio, desde o fornecimento de água potável até atividades culturais.

Aqui, os conceitos de **rivalidade** e **exclusividade**, também da Microeconomia, são relevantes para se conceber políticas de alocação adequadas. Os **recursos rivais** exibem uma característica intrínseca que impede seu uso por múltiplos agentes econômicos ao mesmo tempo. A interpretação disso é bastante intuitiva: se uma padaria consome a farinha de um silo, ela automaticamente impede outra padaria de fazer o mesmo; se um barco de pesca captura um cardume, ele automaticamente impede outro barco de fazer o mesmo; se um agricultor planta milho em uma gleba de terra, ele impede outro de criar ovelhas na mesma gleba. Todos os recursos rivais são **excludíveis**, mas não necessariamente exclusivos. Isso ocorre porque os **recursos exclusivos** exigem uma garantia social de uso reservado por um dado agente econômico, mas isso nem sempre existe. A exclusividade faz surgir mercados, pois torna os recursos rivais em **recursos negociáveis**, encorajando os agentes econômicos a alocar recursos entre si pelo seu valor de troca. A garantia de exclusividade se manifesta, em sua essência, pela *dissuasão* entre os agentes econômicos. Em sociedades de pequena escala, como famílias e clãs, essa dissuasão pode ocorrer através de acordos tácitos. Já em sociedades maiores, em que desconhecidos interagem, o Estado tende a garantir o direito de uso por meio do monopólio da força e da difusão de normas culturais de convívio. O direito à **propriedade privada** é uma instituição criada pelo Estado para conferir ao proprietário, mediante documento oficial, o uso exclusivo de um recurso rival. Para negociar o recurso, é preciso também negociar o documento oficial do Estado que institui a exclusividade. A diferença entre a propriedade privada e uma concessão pública está no fato de que a propriedade é vitalícia e hereditária, mas ambos são garantias de exclusividade fornecidas pelo Estado. Em sociedades grandes, mas com Estados fracos, a exclusividade também pode ocorrer, mas frequentemente exige maior investimento em mecanismos privados de dissuasão, como cercas, armas e emprego de mercenários.

Todos os recursos de estoque-fluxo são rivais e todos os **recursos não-rivais** são fundos-serviços. Como os recursos de estoque-fluxo são destruídos durante o seu uso, isso os torna inerentemente rivais – o mesmo carvão queimado por uma usina não pode ser queimado por outra. Já os recursos não-rivais, por definição, são aqueles que podem ser consumidos por mais de um agente econômico *ao mesmo tempo*. Logicamente, portanto, esses recursos não podem ser recursos de estoque-fluxo. São recursos comuns, de uso geral, acessíveis por todos ao mesmo tempo e que não são esgotáveis nem acumuláveis. Um recurso não-rival típico é a radiação solar, um fluxo de energia livre que é distribuída de maneira relativamente homogênea. Se uma planta realiza a fotossíntese com a luz do sol, ela não impede automaticamente outras plantas de também realizar a fotossíntese ao mesmo tempo. Outro exemplo típico são as vias de transporte, como ruas e estradas. Se um automóvel trafega por uma rua, ele não impede outro automóvel de trafegar ao mesmo tempo. Da mesma forma, a beleza cênica de parques e praias oferece bem-estar aos seus usuários indistintamente.

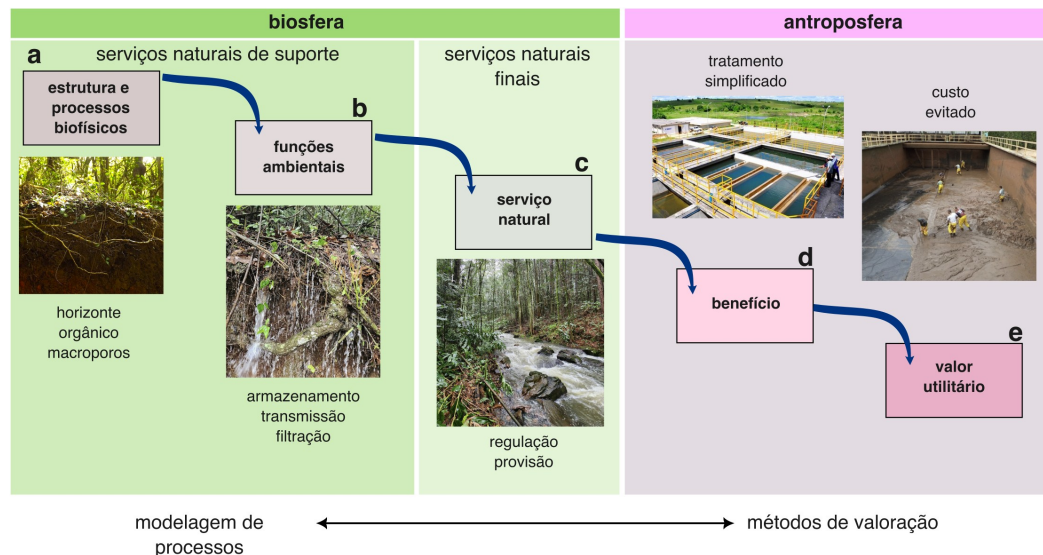
O problema do livre acesso pode ser separado entre a sua forma branda, que envolve recursos não-rivais, e sua forma severa, que envolve recursos rivais. Os recursos não-rivais, sendo necessariamente recursos de fundo-serviço, são considerados **recursos congestionáveis**, pois podem ser consumidos até o limite de sua taxa de provisão. O congestionamento, como uma forma branda do problema do livre acesso, ocorre quando o recurso não é destruído nem degradado durante o uso, mas impõe um número máximo de usuários. Exemplos típicos ocorrem quando edifícios muito altos bloqueiam a iluminação solar para edifícios menores; quando o sistema viário torna-se superlotado com a quantidade de automóveis; ou quando os parques e praias são tomadas por multidões em busca de lazer. Em todos esses casos, os serviços oferecidos pelos recursos perdem eventualmente seu valor de uso, em função do livre acesso. Nesse caso, a solução do problema passa inexoravelmente por **instrumentos de comando e controle**, imposições coercitivas do Estado articuladas pela ação de autoridades reguladoras,

além de estratégias auxiliares, como reforçar as normas culturais.

A versão severa do problema do livre acesso ocorre no contexto de recursos comuns rivais, pois o seu consumo descontrolado não produz apenas um congestionamento, mas pode levar a um colapso ambiental – a “tragédia dos comuns” de Hardin, mencionada acima. Isso é evidente no caso de recursos comuns do tipo estoque-fluxo, como quando a água dos rios é usada como insumo de processos produtivos. Nessa situação, o livre acesso potencialmente leva os agentes econômicos a utilizarem toda a água disponível nos mananciais, produzindo um cenário de escassez e todas as externalidade negativas associadas. Mas a água dos rios também pode ser usada como um fundo-serviço público, como no caso da poluição. Aqui, a capacidade de diluição e autodepuração de resíduos de um curso d’água é um exemplo de um fundo-serviço *que também é rival*. O rio em si não é transformado em nenhum novo produto, mas o serviço natural de regulação da qualidade ambiental é progressivamente degradado à medida que é utilizado. Quando uma indústria lança resíduos no rio, a capacidade de diluição original é consumida, impossibilitando o uso simultâneo desse serviço pela próxima indústria, rio abaixo.

A solução para o problema grave do livre acesso também envolve a possibilidade de se implementar alguma forma de exclusividade através da emissão oficial de **permissão de uso** para os agentes econômicos [223]. As permissões de uso de recursos comuns não são propriedade privada, o que implica um direito de uso vitalício e hereditário, se aproximando mais de concessões públicas, que são periodicamente revisadas e renovadas por instituições reguladoras. No caso da água, a permissão oficial para captação, por exemplo, estabelece a exclusividade de uso dentro de limites pré-definidos, compatíveis com a disponibilidade natural dos mananciais. Similarmente, permissões oficiais de lançamento de efluentes visam regular o uso da capacidade de diluição, limitando novamente os usuários. Assim, podem-se desenhar políticas de alocação que variam desde instrumentos de comando e controle convencionais, que estabelecem as regras gerais, até **instrumentos econômicos** que não apenas aplicam punições para externalidades negativas (**princípio do poluidor-pagador**[todo:glsl]), mas também oferecem incentivos para os usuários que geram externalidades positivas (**princípio do protetor-recebedor**). Um avanço nesse sentido são os **instrumentos baseados em mercados**, ou políticas de *cap-and-trade* [224]. Nesse tipo de regulação, os recursos mantêm sua natureza pública, mas a permissão de uso define-se por cotas exclusivas, que podem ser livremente negociadas entre os agentes econômicos. Um exemplo clássico desse instrumento é o mercado de carbono, onde agentes com créditos (carbono sequestrado) negociam com agentes com débito (carbono emitido), mantendo o sistema em uma condição neutra [225].

Aqui, cabe ressaltar que o desenvolvimento de instrumentos econômicos e instrumentos baseados em mercados demandam uma **capacidade institucional** da parte do Estado *maior* do que o simples comando e controle. Isso ocorre em razão dessas políticas de gestão não serem exatamente substitutas umas das outras, sendo na realidade estratégias incrementalmente mais complexas. O comando e controle, por conta própria, não é capaz de interferir sobre os agentes econômicos para além de garantir o cumprimento de *regras gerais*, como padrões de qualidade, zoneamento, etc. Se os instrumentos de comando e controle avançam além de regras gerais, os agentes econômicos deixam de existir *por definição*, tornando-se extensões do próprio Estado. Em sociedades que toleram a existência de múltiplos agentes econômicos, portanto, o Estado precisa de um aparato institucional extra para operacionalizar o limite econômico sem tomar as decisões pelos agentes. Os instrumentos econômicos, nessa linha, visam incentivar mudanças de comportamento que não são obrigatórias, mas *desejáveis*. Os instrumentos baseados em mercados vão além, com maior potencial de maximizar o benefício econômico total, pois as negociações tendem a encontrar uma solução otimizada de alocação, dentro dos limites impostos previamente. No exemplo da poluição, o aparato de regulação e fiscalização compõe uma base de comando e controle que não pode ser abandonada, que define padrões de lançamento, monitora e aplica penalidades. Sobreposto ao arcabouço de comando e



**Figura 4.7 — O modelo de cascata de serviços naturais.** O arcabouço conceitual mais moderno para entender os serviços ecossistêmicos é o modelo de cascata, proposto por Haines-Young & Potschin (2010) [226]. Esse modelo descreve como os serviços naturais fluem até gerar benefícios para a sociedade em cinco etapas, com as primeiras três etapas na biosfera e as últimas duas etapas na antroposfera. Em cada extremo, é possível desenvolver estimativas quantitativas por modelos de processos e métodos de valoração. **a** — Base estrutural e processos biofísicos: representam os elementos fundamentais dos ecossistemas que sustentam suas funções, como características físicas e químicas. Por exemplo, isso inclui o horizonte orgânico do solo e a presença de macroporos. **b** — Funções ambientais: correspondem aos processos ecológicos que decorrem da dinâmica estrutural. No exemplo do solo, essas funções englobam o armazenamento, a transmissão e a filtração da água, processos fundamentais para a recarga dos aquíferos e a purificação natural da água. **c** — Serviços naturais finais: benefícios derivados diretamente das funções ambientais e que podem ser utilizados pela antroposfera, como a provisão de água limpa ou a perenidade dos cursos d'água para jusante. **d** — Benefício: refere-se ao valor utilitário decorrente dos serviços naturais, como a melhoria da saúde, segurança ambiental e suporte para atividades econômicas. No caso da água, por exemplo, um dos benefícios é o tratamento simplificado e menos custoso da água para abastecimento. **e** — Valor utilitário: representa a valoração econômica dos benefícios obtidos. Por exemplo, uma forma de valorar consiste em se estimar os custos evitados com a gestão de lodo e tratamento avançado de água, ou ainda a necessidade de se captar água de boa qualidade em um local mais distante.

controle, é possível criar um sistema de incentivos para reduzir ainda mais o uso do serviço natural, como estimular o reúso de água. Porém, manter e atualizar um **banco de créditos** exige uma maior carga administrativa do que apenas o aparato de fiscalização anterior. Por fim, um mercado de permissões de lançamento pode ser implementado, mas não sem o advento de uma instituição que o viabilize e regule sua dinâmica, reduzindo o **custo de transação** embutido em negociar as permissões.

## 4.4 Serviços naturais

Os serviços naturais implicados pelo conceito de capital natural trouxeram desafios tanto nas frentes teóricas quanto na prática para o desenho de políticas de desenvolvimento sustentável. A ideia de serviço natural, sem definições claras, torna-se pouco palpável para influenciar decisões de alocação. Em contraste, o gerenciamento de recursos não-renováveis é muito mais evidente, pois o consumo desses recursos, com sua destruição ou transformação irreversível, os torna progressivamente escassos. Sabendo que uma jazida de carvão mineral inevitavelmente se esgotará, faz sentido elaborar estratégias de diversificação energética. Por outro lado, uma floresta tropical representa um capital natural que oferece uma vasta gama de serviços, muitos dos quais são difusos e beneficiam muito além dos seus habitantes ou visitantes, em diversas escalas. Os próprios recursos renováveis da floresta, como a madeira ou alimentos, resultam de serviços naturais de provisão, que podem ser degradados por diversas razões, como colap-

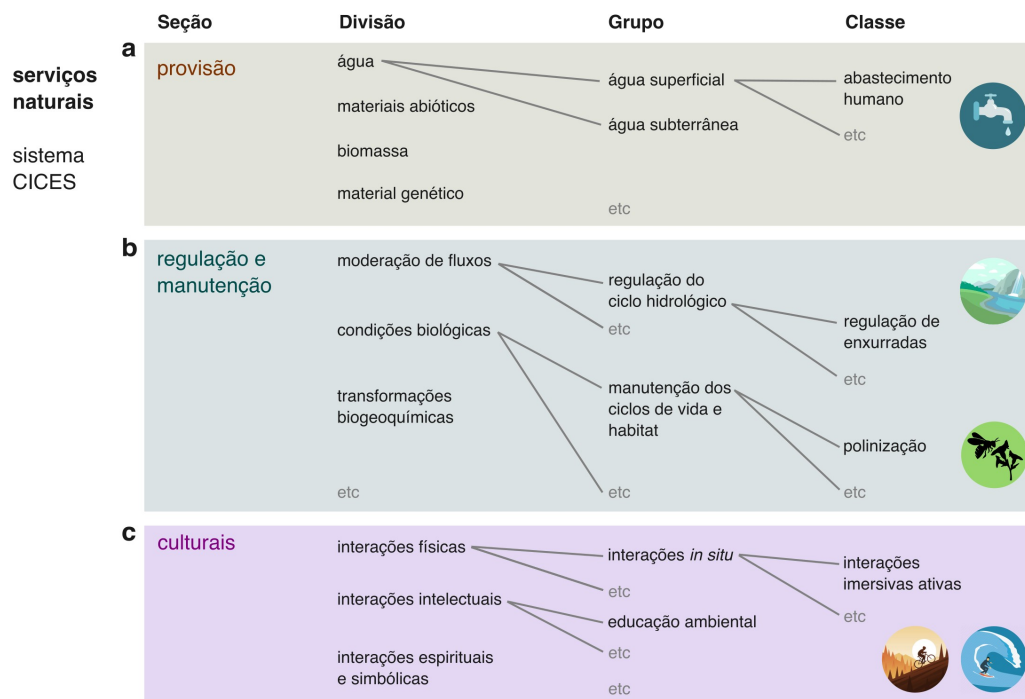
sos ecológicos. Para desenhar instrumentos de gestão desses serviços naturais, como controle, incentivos e negociações, é necessário identificá-los, mensurá-los e atribuir-lhes **valor econômico**. Esse é um grande desafio do novo paradigma, ainda que existam avanços recentes.

Um arcabouço conceitual mais moderno para se compreender os serviços naturais consiste no **modelo de cascata de serviços naturais**, proposto por Haines-Young & Potschin (2010) [198], [226]. Esse modelo descreve como que os serviços ecossistêmicos fluem da natureza até gerar benefícios para a sociedade em cinco etapas principais: (1) estrutura e processo; (2) função; (3) serviço; (4) benefício; e (5) valor. As primeiras três etapas pertencem à biosfera, ressaltando a importância primordial da **estrutura biofísica**, como florestas e zonas úmidas, que fornecem a base para o desenvolvimento de **processos ecológicos**, como a infiltração de água e a ciclagem de nutrientes. Esses processos, por sua vez, geram **funções ambientais** que podem se tornar úteis para os seres humanos. Assim, o modelo enfatiza que a função ambiental de um ecossistema, ou seja, sua *capacidade* de realizar algo potencialmente útil para os seres humanos, não é automaticamente um serviço natural. Apenas quando essa função é considerada *benéfica* para a sociedade é que ela se torna um serviço, como a utilidade da regulação de inundações em regiões densamente povoadas. A últimas duas etapas da cascata, por outro lado, pertencem à antroposfera. O **benefício econômico**, portanto, corresponde à manifestação concreta do bem-estar humano derivado desse serviço natural, como uma cidade menos vulnerável aos impactos de enchentes. Mas a percepção desse bem-estar depende do contexto e das necessidades humanas específicas, o que leva à variabilidade na avaliação do seu **valor econômico**. Por exemplo, o valor varia conforme as condições de oferta e demanda: diante da explosão populacional de roedores, o valor econômico do serviço natural de controle de pragas é muito maior do que em períodos de normalidade. Além disso, nem todos os benefícios podem ser avaliados em termos de seu valor de troca, apresentando apenas valor de uso, como no caso dos serviços naturais culturais, que atuam diretamente sobre o bem-estar subjetivo, sem produtos materiais intermediários.

#### 4.4.1 Classificações de serviços naturais

A largada da sistematização dos serviços naturais foi iniciada por Daily *et al.* (1997), especialmente no sentido de identificar e caracterizar os serviços naturais, mas também sobre os problemas de valoração [227]. Os autores definem esses serviços como “as condições e os processos pelos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e promovem a vida humana.”. Eles trazem uma categorização pioneira, ainda que não tenham incluído detalhes sobre aspectos culturais, que separa os **serviços naturais gerais** dos **serviços naturais específicos de biomas**. No caso dos serviços gerais, a lista inclui o **serviço natural de regulação climática** promovida pelos diversos ciclos biogeoquímicos (como do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre) e pelos ciclos da água dos sedimentos. Nessa lista, a biodiversidade é citada como um fator crítico para a estabilidade dos ecossistemas, garantindo maior resiliência a distúrbios. São mencionados também os **serviços naturais do solo**, como a regulação do ciclo hidrológico, suporte físico e fornecimento de nutrientes para plantas, além da decomposição de matéria orgânica, que recicla nutrientes e previne a proliferação de patógenos. Outros serviços gerais citados incluem o **serviço natural de polinização**, que sustenta a produção agrícola, e o **serviço natural de controle de pragas**, promovido por predadores e parasitas que reduzem a necessidade de pesticidas, preservando a estabilidade da produção de alimentos. Os serviços naturais de biomas, por sua vez, realizam todos os serviços gerais mencionados, mas com as suas singularidades específicas em diferentes ecossistemas. Eles incluem os serviços naturais dos oceanos, os serviços das águas doces, os serviços das florestas e os serviços das pastagens naturais.

Outro marco histórico para a consolidação teórica e prática do conceito de serviços naturais foi o relatório *Ecosystems and Human Well-being*, uma iniciativa das Nações Unidas



**Figura 4.8 — O sistema CICES de classificação de serviços naturais** A Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES) oferece um sistema que categoriza os serviços ecossistêmicos em três seções principais: provisão, regulação e manutenção, e culturais. Cada seção é detalhada em divisões, grupos e classes. **a** — Os serviços naturais de provisão estão relacionados ao fornecimento direto de matérias primas (estoque-fluxos), como água e biomassa, essenciais para o abastecimento humano e outras atividades econômicas. Por exemplo, a água é classificada em subgrupos como água superficial e água subterrânea, que fornecem recursos fundamentais para o consumo humano, agricultura, etc. **b** — Os serviços naturais de regulação e manutenção incluem os fundos-serviços de processos e funções biogeoquímicas que garantem a qualidade ambiental e o funcionamento dos ciclos naturais. Esses serviços englobam a regulação do ciclo hidrológico, como a regulação de enchurradas, e a manutenção dos habitats para diversas espécies, como a polinização. **c** — Os serviços naturais culturais representam os serviços que proporcionam fundos-serviços imateriais, relacionados às interações físicas, intelectuais, espirituais e simbólicas entre seres humanos e a natureza. Entre esses serviços, estão atividades recreativas, como as interações no próprio ambiente natural, e as oportunidades de educação ambiental, que promovem o bem-estar e o enriquecimento cultural.

concluída em 2005, também conhecido como o relatório da Millenial Ecosystem Assessment (MEA)<sup>12</sup> [228]. Esse relatório avançou, em certa medida, o esforço de modelagem global dos recursos naturais divulgado em 1974 pelo Clube de Roma em *Limites do crescimento* [48], trazendo dados mais detalhados sobre a distribuição e as mudanças dos ecossistemas. Na época, a avaliação destacou que aproximadamente 60% dos serviços naturais estavam sendo degradados ou utilizados de forma insustentável, colocando em risco o bem-estar de populações em todo o planeta, especialmente as mais vulneráveis. Além de fornecer um dimensionamento extremamente relevante, o relatório MEA ajudou a consolidar a definição de serviços naturais como os *benefícios diretos que as pessoas obtêm da natureza*. Vale destacar que o relatório MEA também consolidou o termo **serviço ecossistêmico**, que atualmente é o mais utilizado, embora existam variações como **serviços ambientais**<sup>13</sup>. Essa separação terminológica ainda não é totalmente clara na teoria, mas há diferenças práticas e em marcos regulatórios. No Brasil, por exemplo, a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais faz a separação da seguinte maneira:

(...) Art. 2º Para os fins desta Lei, consideram-se:

I - ecossistema: complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e de microrganismos e o seu meio inorgânico que interagem como uma

<sup>12</sup> Avaliação Ecossistêmica do Milênio, em uma tradução livre do inglês.

<sup>13</sup> Pessoalmente, eu prefiro a denominação “serviço natural”, não apenas por ser mais abrangente, mas por ser mais simples de ser compreendida pelo público leigo.



unidade funcional;

II - serviços ecossistêmicos: benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais, (...)

III - serviços ambientais: atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos

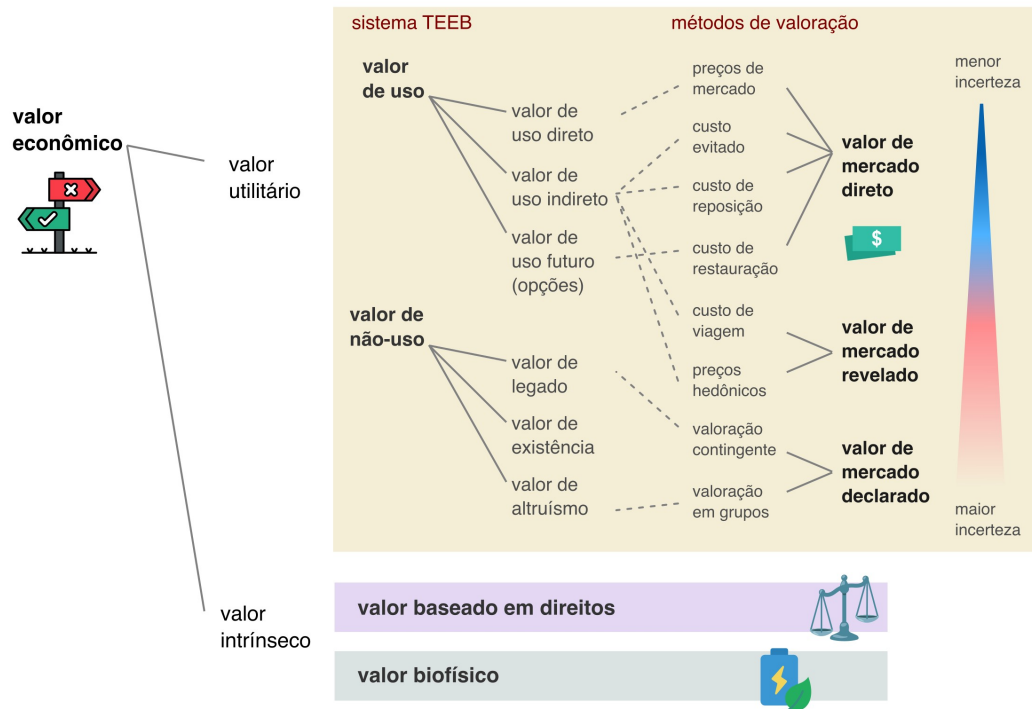
– Brasil (2021, p. 1) [2].

Apesar dessa definição oficial, o termo “serviço ambiental” também pode ser empregado para se referir aos benefícios obtidos de elementos naturais do ambiente construído, como em cidades. Nessa ótica, a arborização urbana, por exemplo, consistiria em uma forma de **infraestrutura verde** que oferece serviços ambientais.

O relatório MEA preparou o caminho para a sistematização dos serviços naturais atualmente adotada pela Commom International Classification of Ecosystem Services (CICES), ilustrada na Figura 4.8, que foi mencionada na seção anterior: serviços naturais de provisão, serviços naturais de regulação e manutenção e serviços naturais culturais [229]. Uma quarta categoria também foi articulada pelo MEA, que seriam os **serviços naturais de suporte**, mas na CICES os serviços dessa classe foram desmembrados ou mantidos conceitualmente como processos precursores dos serviços em si. A sistematização proposta pelo MEA e pela CICES adota uma abordagem oposta à de Daily *et al.* (1997), pois parte de uma perspectiva econômica e antropocêntrica, centrada na tipologia dos serviços, e não em sua origem na biosfera. Essa classificação orienta diretamente as decisões e avaliações relacionadas ao desenvolvimento sustentável, independentemente dos ecossistemas em questão. Nos serviços de provisão, a principal questão é se os materiais fornecidos pelo ecossistema estão sendo consumidos em uma taxa superior à sua capacidade de regeneração, como ocorre com a erosão dos solos agrícolas ou a pesca predatória. Nos serviços de regulação e manutenção, o foco é avaliar a capacidade do ecossistema de regular recursos, identificando até que ponto essa capacidade pode ser usada sem necessitar de medidas adicionais, como o armazenamento de água no solo para regular a disponibilidade hídrica ou a absorção de carbono pelos oceanos para mitigar o aquecimento global. Já nos serviços culturais, a questão central é identificar e valorar os benefícios imateriais que diferentes grupos obtêm do ecossistema, desde o lazer até o valor científico e educacional. Assim, essa sistematização enfatiza o aspecto econômico, facilitando a formulação de políticas para o desenvolvimento sustentável. Costanza (2008) sugere que isso é uma consequência inevitável da transição entre a biosfera e a antroposfera, sendo necessário se manter mais de um sistema de classificação – uns para mapear e identificar os serviços no lado da biosfera e outros para ajudar a tomada de decisão no lado da antroposfera [230].

A sistematização CICES apresenta uma estrutura hierárquica que organiza os serviços naturais em três níveis: as seções (nível mais alto), divisões (nível intermediário) e grupos (nível mais baixo), proporcionando uma padronização que facilita a contabilidade e o inventário ambiental. Sem um sistema com esse detalhamento, seria praticamente inviável desenvolver políticas eficazes de gestão e valoração desses serviços. Com ele, projetos e ações podem ser explicitamente focadas em maximizar um ou mais serviços naturais. Pelo olhar hidrológico, por exemplo, a provisão de água é uma divisão dentro do serviço de provisão (código 4.2), que também abrange a provisão de biomassa e outros recursos abióticos. Essa divisão é subdividida em grupos, como a provisão de água superficial (código 4.2.1) e de água subterrânea (código 4.2.2). No caso da água superficial, as classes de serviços incluem a provisão de água potável (código 4.2.1.1), a provisão de água como insumo material (código 4.2.1.2) e a provisão de água para produção de energia (código 4.2.1.3). Esses serviços podem competir entre si, como ocorre em um reservatório que abastece uma usina hidrelétrica, onde o uso para geração de energia pode conflitar com a demanda por água potável ou industrial. No que se refere aos





**Figura 4.9 — As manifestações de valor utilitário.** O valor utilitário consiste na métrica do paradigma ético utilitário, que eleger a maximização da utilidade o seu objetivo supremo. No entanto outras formas de valor intrínseco são possíveis para orientar decisões econômicas, como o valor baseado em direitos (deontológico) e o valor biofísico, como a pegada de carbono, ou pegada hídrica. **a** — O valor utilitário, no sistema TEEB, envolve tanto o valor de uso e o valor de não-uso. O valor de uso inclui o uso direto (consuntivo e não-consuntivo); o valor de uso indireto (com intermediários), e; o valor de uso futuro, também chamado de valor das opções. O valor de não-uso consiste em valores utilitários que incluem o valor de legado; o valor de existência e o valor de altruísmo. **b** — Métodos de valoração incluem o valor de mercado direto, como preços e custos; valor de mercado indireto, como valor agregado da beleza cênica e custo de oportunidade do tempo de turistas, e; valor de mercado declarado, quando pesquisas são feitas para inferir o valor em mercados hipotéticos. Quanto mais direta for a valoração, menor é a incerteza associada ao método.

serviços de regulação e manutenção, a atenuação dos fluxos do ciclo hidrológico na CICES resulta tanto de divisões bióticas (código 2.2.1.3) ou abióticas (código 5.2.1.2). A regulação biótica envolve os processos hidrológicos na escala das encostas, onde a fauna e flora influen-  
 4475 ciam a fragmentação superficial, favorecendo a infiltração. Já a regulação abiótica ocorre na  
 escala de bacia hidrográfica, como nas planícies de inundação. Ambos os serviços demandam  
 gestão, uma vez que podem ser prejudicados pela compactação do solo em encostas ou pela  
 construção de diques nas planícies.

#### 4.4.2 Manifestações de valor utilitário

4480 A valoração de serviços naturais envolve as duas últimas etapas do modelo de cascata: a ava-  
 liação do benefício e do valor econômico. Para entender esse processo com profundidade, é  
 necessário se distanciar um pouco dos aspectos práticos e retornar para questões mais teóricas.  
 Um *valor* consiste em uma métrica empregada no processo de se fazer escolhas, que sempre  
 são orientadas por um objetivo ético supremo. Por exemplo, se a honestidade é um valor impor-  
 4485 tante para as relações humanas, então é *melhor* se relacionar com pessoas íntegras do que com  
 pessoas falsas (e sermos honestos, para não sermos *desvalorizados* pelas outras pessoas). Valo-  
 rar, portanto, consiste em calcular essa métrica com base nos fundamentos éticos pré-definidos.  
 Nessa linha, o valor é tido como *econômico* quando ele consiste na métrica para alocação de re-  
 cursos escassos entre diferentes fins. Na Economia Ecológica, que se baseia no Utilitarismo, o  
 4490 valor econômico é um **valor utilitário** – a utilidade ou sensação de bem-estar humano. Assim,  
 apesar de todas as divergências que decorrem ao se adotar uma ontologia fiscalista, a Eco-

nomia Ecológica se assemelha ao paradigma econômico Neoclássico na sua dimensão ética. Ambas consideram a utilidade o objetivo supremo, ainda que a primeira reconhece o seu limite físico, e a segunda não.

O valor utilitário, contudo, não é a única forma possível de se avaliar escolhas em um contexto econômico, pois também existem formas de **valor intrínseco**, baseadas em direitos ou propriedades biofísicas [231]. O **valor baseado em direitos**<sup>14</sup> busca corrigir o antropocentrismo inerente ao Utilitarismo, que, por exemplo, não garante explicitamente que outras espécies não sejam extintas, desde que isso não prejudique a contabilidade final de bem-estar humano. Uma alternativa a esse enfoque é o **biocentrismo**, que, inspirado pela ética de Kant, defende que as outras espécies possuem o direito inalienável de existir. Nesse contexto, o **imperativo categórico** kantiano surge como um princípio moral que deve ser seguido, independentemente das consequências utilitárias. Esse princípio ético preconiza que decisões devem ser feitas *como se* fossem derivadas de uma lei *universalizável*. Assim, essa lógica pode ser aplicada para se estabelecer os direitos das outras espécies, pois se não gostamos da ideia de sermos usados ou exterminados por espécies mais avançadas tecnologicamente que nós, não deveríamos fazer isso com as espécies menos avançadas [227]. Já o **valor biofísico** utiliza métricas físicas, como energia e materiais embutidos, para decidir sobre a alocação de recursos. Esse valor é uma versão ampliada do **valor de trabalho**, identificado na economia de Karl Marx. O conceito de **pegada ecológica**, por exemplo, atribui valor com base na carga material necessária para produzir um bem ou serviço, como as pegadas de carbono e hídrica. Essas valorações, embora filosoficamente distintas, não se excluem e podem se complementar em pelo emprego de **análise multicritério** ou otimização multiobjetivo. Direitos biocêntricos, por exemplo, podem funcionar como restrições sobre a extensão do utilitarismo, enquanto a análise de ciclo de vida pode alterar a sensação de satisfação ou bem-estar humano. Após conhecer a enorme pegada de carbono de uma viagem de avião, talvez você se disponha a pagar por uma taxa extra para compensar as emissões.

As possíveis manifestações do valor utilitário dos serviços naturais são sistematicamente exploradas pela iniciativa The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), ilustrada na Figura 4.4.2. Os autores dessa iniciativa definem o **Valor Econômico Total** como a soma de todas as formas de valor utilitário, organizadas em uma hierarquia de valores. Vale ressaltar que esse é um sistema conceitual abrangente, aplicável tanto ao capital natural quanto ao antropogênico. Embora seja difícil e incerto obter o valor total de um dado recurso, isso geralmente não é necessário para orientar a tomada de decisão, pois os agentes econômicos costumam focar em alguns componentes específicos desse valor. Ao mesmo tempo, do ponto de vista da gestão do capital natural, o conceito de Valor Econômico Total é crucial para lembrar que as soluções de gestão devem considerar as perdas e ganhos entre os agentes que atuam em diferentes componentes.

O Valor Econômico Total se divide em **valor de uso** e **valor de não-uso**. O valor de uso, como mencionado anteriormente, é um conceito relativamente intuitivo e bem estabelecido na Economia. A Teoria da Utilidade Marginal sugere que o valor marginal de uso, ou seja, o benefício incremental obtido por unidade consumida, corresponde ao **valor de troca**, que varia conforme a oferta e demanda em mercados eficientes. Já o valor de não-uso se refere à satisfação e ao bem-estar derivados de *não* utilizar determinado bem ou serviço. Embora menos tangíveis, esses valores não podem ser ignorados, incluindo o **valor de legado**, que reflete a preocupação com a disponibilidade dos recursos para gerações futuras; o **valor altruísta**, que considera a equidade entre membros da geração atual; e o **valor de existência**, que diz respeito à satisfação obtida simplesmente pelo fato de saber que espécies e ecossistemas continuam a existir.

O valor de uso inclui tanto o **valor de uso direto** quanto o **valor de uso indireto**. O

<sup>14</sup>Também denominado na filosofia de valor deontológico, por não ser consequencialista, mas baseado em regras definidas *a priori*.

valor de uso direto refere-se à interação explícita com o recurso, seja ele um serviço natural ou um bem de consumo convencional. Esse uso direto pode ser **consuntivo** ou **não-consuntivo**. O uso consuntivo envolve a transformação irreversível do recurso, que é o caso de todos os recursos do tipo estoque-fluxo. O uso não-consuntivo, por outro lado, relaciona-se mais com os recursos do tipo fundo-serviço, que não são transformados. Ao ir ao cinema, a pipoca tem um valor de uso direto e consuntivo, mas o filme tem valor de uso direto não-consuntivo. No contexto do capital natural, os serviços naturais de provisão disponibilizam recursos com valor de uso direto consuntivo, enquanto que os serviços naturais culturais exibem valor de uso direto não-consuntivo. A água de um rio que abastece uma cidade, por exemplo, possui valor de uso direto consuntivo, pois a água é transformada nesse processo. Mas as práticas de esportes náuticos nesse mesmo rio consiste apresenta valor de uso direto não-consuntivo. O valor de uso indireto, por outro lado, refere-se a interações menos explícitas com o recurso, onde o valor se manifesta por meio de processos intermediários que muitas vezes não são imediatamente visíveis. Usando o exemplo do cinema, dificilmente interagimos diretamente com a equipe de limpeza, mas a manutenção do ambiente limpo melhora nossa experiência. Nessa linha, no contexto do capital natural, o uso indireto está associado a serviços naturais de regulação e manutenção. A polinização realizada por insetos, por exemplo, é essencial para a agricultura, mas esse serviço não envolve uma interação direta entre o consumidor dos alimentos e os polinizadores. Da mesma forma, a infiltração de água nas encostas beneficia os usuários a jusante, que se beneficiam da disponibilidade de água limpa, mesmo sem interagir diretamente com o processo natural.

O valor de uso direto e o valor de uso indireto são ambas formas de valor de uso *no presente*. No entanto, os autores da TEEB também destacam uma forma de **valor de uso futuro**, conhecida como **valor das opções**. Esse valor, no contexto do capital natural, está fortemente relacionado à capacidade dos ecossistemas de se manterem resilientes e se recuperarem de perturbações. Contudo, essa resiliência tem limites e pode ser comprometida quando o ecossistema é submetido a uma perturbação muito intensa, ultrapassando um **ponto de não-retorno**. A partir desse limiar crítico, o atrator do sistema migra para uma nova região, que pode ser estável ou instável, resultando na perda ou degradação significativa dos serviços naturais previamente disponíveis. Um exemplo de mudança de regime estável-estável é a introdução de espécies invasoras, que alteram rapidamente o equilíbrio ecológico, reduzindo a biodiversidade. Nessa situação, a restauração do ecossistema original torna-se extremamente onerosa, pois o atrator do sistema encontra-se em outro ponto ou região de estabilidade. Já uma mudança de regime estável-instável ocorre quando a erosão do solo progride de pequenos sulcos para grandes ravinas e voçorocas, com fortes retroações positivas que intensificam o processo de erosão cada vez mais. O valor das opções reflete a **aversão ao risco** de mudanças de regime no sistema, que acarretariam custos exorbitantes. Nesse contexto, a incerteza epistêmica — a falta de conhecimento sobre o sistema — torna-se um fator crucial na avaliação desse valor, aumentando à medida que a ignorância sobre o comportamento do sistema é reconhecida. O valor de uso futuro, portanto, está diretamente ligado ao **princípio da precaução**, que orienta que, em condições de alta incerteza sobre os pontos de não-retorno, as políticas devem ser guiadas por salvaguardas conservadoras.

#### 4.4.3 Métodos de valoração

A determinação de cada componente do Valor Econômico Total envolve o uso de uma variedade de métodos, que avançam por estratégias incrementais, de acordo com as informações de valor de uso marginal (preços) disponíveis. É claro que limitações técnicas, metodológicas e de incerteza dos métodos de valoração aumentam conforme a escassez de informações disponíveis. Quando os serviços naturais estão fortemente vinculados a mercados reais, pode-se aplicar técnicas de **valoração de mercado direta**. Em situações em que os serviços naturais tem uma relação indireta com mercados reais, busca-se informações em mercados reais para-

lelos pela aplicação de técnicas de **valoração de preferências reveladas**. Por fim, diante da ausência completa de um mercado real ou paralelo, as alternativas de valoração lançam mão de técnicas de **valoração de preferência declaradas**, estimando o valor em mercados hipotéticos.

No caso mais básico, a valoração de mercado direta identifica as transações de mercado que estão vinculadas diretamente aos serviços naturais. Esse método se divide em três categorias principais: **valoração baseada em preços**, **valoração baseada em custos** e **valoração baseada em funções de produção**. A valoração baseada em preços de mercado relaciona-se com os serviços naturais de provisão cujos produtos são negociados em mercados. A abordagem é a mais direta possível: o valor de uso marginal, direto e consuntivo, é o preço de mercado, que pode ser corrigido para se remover eventuais distorções. As abordagens baseadas em custos, mais associadas aos serviços naturais de regulação e manutenção, focam na estimativa dos gastos necessários para recriar os benefícios dos serviços naturais por meios artificiais. Entre essas técnicas estão o **método de custo evitado**, que considera os custos de produção que seriam incorridos na ausência dos serviços naturais; o **método de custo de reposição**, que estima o valor necessário para substituir o serviço em si por tecnologias artificiais; e o **método do custo de mitigação ou restauração**, que avalia os gastos para mitigar a perda dos serviços naturais ou restaurá-los. Por sua vez, as abordagens baseadas em funções de produção são as abordagens mais integradas possíveis dessa categoria, quando existe conhecimento suficiente pra fazer a conexão causal do desempenho dos serviços naturais sobre a produção de um bem ou serviço negociado em mercados.

Na situação intermediária, as técnicas de preferência revelada baseiam-se na observação das escolhas individuais em mercados existentes que estão relacionados indiretamente ao serviço natural em questão. Ou seja, os agentes econômicos *revelam* a utilidade do serviço por meio de suas escolhas. Os autores da TEEB ressaltam que as principais metodologias dentro desse escopo são o **método de custo de viagem** e o **método de precificação hedônica**, ambos fortemente relacionados com serviços naturais culturais, valores com uso direto e não-consuntivo. A estimativa de custos de viagem é essencial para valorar os serviços culturais relacionados com atividades turísticas e de lazer, que inclui despesas diretas e o custo de oportunidade do tempo. Assim, o valor de uma mudança na qualidade ou quantidade de um local recreativo pode ser inferido a partir da função de demanda estimada para as visitas. Por outro lado, a precificação hedônica utiliza informações sobre a demanda implícita por um atributo ambiental embutido em recursos que são negociados em mercados. Um exemplo típico desse *valor agregado* é a beleza cênica altamente valorizada nos preços de imóveis com vistas para paisagens naturais. A instalação de turbinas eólicas e outros aspectos de poluição visual na paisagem podem causar a perda desse esse serviço natural cultural, fato que se manifesta pela desvalorização de imóveis, por exemplo.

Por fim, na ausência de informações disponíveis em mercados, as abordagens de preferência declarada simulam um mercado hipotético para os serviços naturais por meio de pesquisas que consideram mudanças na provisão desses serviços. Essas técnicas podem estimar tanto valores de uso quanto de não-uso, como o valor da existência ou valor de legado. Entre as técnicas disponíveis está o **método de valoração contingente**, que utiliza questionários para se inferir dos agentes econômicos a sua disposição a pagar por melhorias em um serviço natural ou a disposição a aceitar a degradação em um serviço natural, sendo duas faces da mesma moeda. Uma forma mais complexa consiste no método de **valoração por escolhas modeladas**, quando os respondentes dos questionários são submetidos a uma rede de escolhas possíveis, sinalizando melhor as relações declaradas de perdas e ganhos. Uma avaliação ainda mais robusta inclui a **valoração em grupos**, quando diferentes grupos de agentes econômicos participam em um processo plural para deliberar o valor de um dado serviço ou recurso natural. Esse processo viabiliza, com abordagens multi-critério, a integração com outras métricas de valor e sistemas éticos mencionados acima.



**Figura 4.10 — Serviços naturais hidrológicos e a expansão de infraestrutura verde.** Os serviços naturais hidrológicos envolvem uma ampla gama de serviços naturais relacionados ao uso da terra tanto em bacias de ordem zero quanto em planícies de inundação. **a** — A principal característica dos serviços naturais hidrológicos é a sua escala de manifestação (a bacia hidrográfica) e a relação causal linear, beneficiando os usuários de água no sistema de jusante. Pelo enfoque o gerenciamento integrado de recursos hídricos, os serviços naturais hidrológicos contribuem para a segurança hídrica, melhorando a qualidade, aumentando a disponibilidade e reduzindo riscos associados aos processos hidrológicos. **b** — De forma complementar à infraestrutura cinza, a expansão de diversas formas de infraestrutura verde, que são soluções baseadas na natureza, pode ampliar a oferta dos serviços naturais hidrológicos. Em bacias de ordem zero, nas encostas, essas soluções incluem técnicas para aumentar a capacidade de retenção superficial e a capacidade de infiltração do solo. Aqui, surgem sinergias e trade-offs com outros serviços naturais. Por exemplo, a restauração ecológica implica em não produzir alimentos de forma convencional. Agroflorestas mediam tanto a produção de água com a produção de alimentos e ainda atendem em parte serviços naturais relacionados com a biodiversidade.

## 4.5 Serviços naturais hidrológicos

### 4.5.1 Segurança hídrica e infraestrutura verde

A Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (GIRH) é um processo que promove o desenvolvimento e a gestão coordenados da água, da terra e dos recursos relacionados, visando maximizar o bem-estar econômico e social resultante de forma equitativa, sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas vitais.

Com o advento da Economia Ecológica e seu conceito de capital natural, novas perspectivas surgiram para enquadrar a **Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH)**, definida pela Global Water Partnership como um processo que promove o desenvolvimento e a gestão coordenados da água, da terra e dos recursos relacionados, visando maximizar o bem-estar econômico e social resultante de forma equitativa, sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas vitais [232]. Como paradigma de gestão e planejamento de bacias hidrográficas, a GIRH visa, em grande medida, garantir a **segurança hídrica**. As Nações Unidas definem segurança hídrica como a capacidade de uma população de: assegurar o acesso sustentável a quantidades adequadas de água de qualidade aceitável, necessárias para sustentar seu desenvolvimento socioeconômico; proteger contra poluição e desastres relacionados à água, e; preservar ecossistemas em um contexto de paz e estabilidade política [233]. Na prática, garantir a segurança hídrica implica a necessidade de planejar e gerir programas, projetos e ações que, dentro dos contextos socioeconômicos e geopolíticos, garantam a disponibilidade, a qualidade e a regularidade da água em condições suficientes para atender demandas de múltiplos usuários de água, além de mitigar os riscos humanos associados a eventos extremos, como grandes enchentes e deslizamentos. Tais usuários em uma bacia hidrográfica representam diferentes agentes ou setores econômicos, que vão desde comunidades tradicionais, passando por companhias de abastecimento de água até setores econômicos como agricultura, indústria e produção de energia.

Sob o paradigma ecológico-econômico, a água deixa de ser vista somente como um fator de produção para esses usuários e passa a ser reconhecida como um recurso comum fornecido pelo capital natural da bacia hidrográfica. Nessa ótica, torna-se claro que a alocação da água para os diferentes usos envolve, na verdade, o consumo de uma série de serviços naturais fornecidos pelos ecossistemas da bacia, denominados de **serviços naturais hidrológicos**. Smith *et al.* (2006) [234] demonstram que esses serviços vão além da simples provisão de água, incluindo também a provisão de alimentos, a regulação dos fluxos de água e sedimentos, a qualidade da água, a mitigação de riscos hidrológicos e diversos serviços naturais culturais (Tabela 4.1). Além disso, essa interpretação sugere que o valor econômico da água, fundamental nas estratégias de alocação e cobrança pelo uso dos recursos hídricos no Brasil<sup>15</sup>, seria na realidade uma rede de provedores e consumidores do serviço natural de provisão e regulação. Se uma cidade capta água em um manancial com boa qualidade e disponibilidade, o valor dessa água está atrelado ao fato da bacia hidrográfica estar em um bom estado de conservação, por exemplo. Da mesma forma, um irrigante de jusante deve parte de sua produção a um produtor que investiu caro em ações de conservação de solo, como a construção de trincheiras de infiltração.

Evidentemente, a extensão espacial dos serviços naturais hidrológicos está diretamente vinculada à bacia hidrográfica, o que os diferencia de outros serviços ecossistêmicos, como a regulação climática (que ocorre em escala global). A dinâmica de montante para jusante nas bacias hidrográficas gera uma cadeia causal de respostas hidrológicas, que se traduz economicamente em externalidades, tanto positivas quanto negativas. Esses efeitos variam conforme o estado de conservação dos serviços naturais nas áreas de montante e o uso desses

<sup>15</sup>No caso, pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997)



Seção	Serviços naturais hidrológicos	Atributos	Indicador de estado	Indicador de uso sustentável
Provisão	Abastecimento de água	Precipitação, infiltração, armazenamento no solo, recarga, escoamento superficial, escoamento de base, aspectos bióticos e abióticos na qualidade da água	Capacidade de armazenamento de água (m³/m²), Concentrações de poluentes	Escoamento fluvial (m³/ano)
	Provisão de alimentos	Produção de cultivos, frutas, gado, plantas e animais comestíveis (ex: peixes, algas, invertebrados)	Uso de água agrícola (m³/ha), Estoque de peixes (kg/m³)	Uso máximo sustentável de água para irrigação (m³/ano), Produtividade líquida (kg/ha/ano)
	Bens não alimentares	Produção de matérias-primas (ex: madeira, junco), produção de medicamentos	Quantidades disponíveis (kg/ha/ano)	Colheita máxima sustentável (kg/ha/ano)
	Energia hidrelétrica	Vazão para geração de energia	Capacidade de armazenamento de leitos de rios e lagos (m³/m²), Declividade (grau), Elevação (m)	Produção máxima sustentável de energia (kWh/ano)
Regulação	Regulação dos fluxos de água	Armazenamento e liberação (especialmente por florestas e áreas úmidas), Armazenamento de água por rios, lagos e áreas úmidas, Recarga e descarga de água subterrânea	Capacidade de infiltração (mm/h), Capacidade de armazenamento da zona vadosa (m³/m²)	Volume do escoamento de base (m³/ano)
	Mitigação de riscos	Redução de picos de enchentes e danos por tempestades, Proteção costeira, Estabilidade de encostas	Capacidade máxima natural de armazenamento de água (m³/m²)	Extensão (km²) e valor econômico (\$/km²/ano) protegido de inundações
	Controle da erosão e sedimentação	Proteção do solo pela vegetação e biota do solo	Capacidade de infiltração (mm/h), Comprimento da encosta (m), Terras áridas (%)	Perda de solo anual (kg/ha/ano), Armazenamento de sedimentos (kg/m²/ano)
	Purificação da água	Redução do assoreamento de rios e lagos, Absorção e liberação de nutrientes pelos ecossistemas, Remoção de matéria orgânica, sais, poluentes	Carga de nitrogênio (kg/ha), Carga de sólidos dissolvidos totais (kg/m²), Condutividade elétrica (µS/cm)	Taxa de Desnitrificação (kg/ha/ano)
	Habitat para a vida selvagem	Habitats de vida selvagem e de reprodução	Espécies residentes e endêmicas (unidades), Área superficial por tipo de ecossistema (ha), Índice de qualidade de habitat (-)	Aumento ou declínio no tamanho da população de espécies (unidades)
	Fluxos ecológicos	Manutenção do regime de fluxos do rio	Área de habitats críticos (ha), Descarga por estação (m³/dia)	Espécies e população de peixes, Captura total de peixes (t/ano)
Cultural	Beleza cênica e atividades recreativas	Qualidade e características da paisagem, Valor recreativo	Apreciação declarada, Valor recreativo (ex: taxas de entrada, \$/visita)	Casas em orlas (unidades/km), Visitantes (unidades/ano)
	Patrimônio e identidade	Características da paisagem ou espécies	Significado cultural e senso de pertencimento	Visitantes (unidades/ano)
	Inspiração espiritual e artística	Valor inspirador de características da paisagem e espécies	Livros e pinturas usando o rio ou a região como inspiração	Peregrinos (unidades/ano)

**Tabela 4.1: Serviços naturais hidrológicos** — Relação dos serviços naturais hidrológicos, principais atributos, indicadores de estado e indicadores de uso sustentável. Adaptado de Smith *et al.* (2006) [234].

serviços nas regiões de jusante. Seguindo o modelo de cascata (Figura 4.7), fica claro que os serviços hidrológicos são frutos da interação entre a vegetação, o solo, a geologia e a topografia, as estruturas biofísicas e os processos que geram as funções ambientais. Como discutido no Capítulo 3, os processos hidrológicos que ocorrem nas encostas e nas bacias de ordem zero são a fonte original de grande parte dos serviços naturais hidrológicos. Em bacias de grandes rios, porém, esses serviços naturais também se manifestam a partir de processos como a inundação de planícies e o funcionamento ecológico das áreas úmidas, que também contribuem na regulação do ciclo hidrológico. Reconhecer esse fluxo de externalidades cria a oportunidade de gerenciar esse capital natural de forma a solucionar o problema do livre acesso e evitar a tragédia dos comuns. As políticas de gestão, nesse sentido, devem desenhar e reforçar conexões estratégicas entre os usuários da água nas áreas de jusante e os agentes econômicos responsáveis pela conservação e manejo nas encostas, localizado na região de montante. O objetivo supremo, por consequência, é maximizar o bem-estar humano, otimizando as ações antrópicas na bacia hidrográfica dentro do limite econômico.

Em um mundo de urbanização acelerada, a segurança hídrica depende principalmente

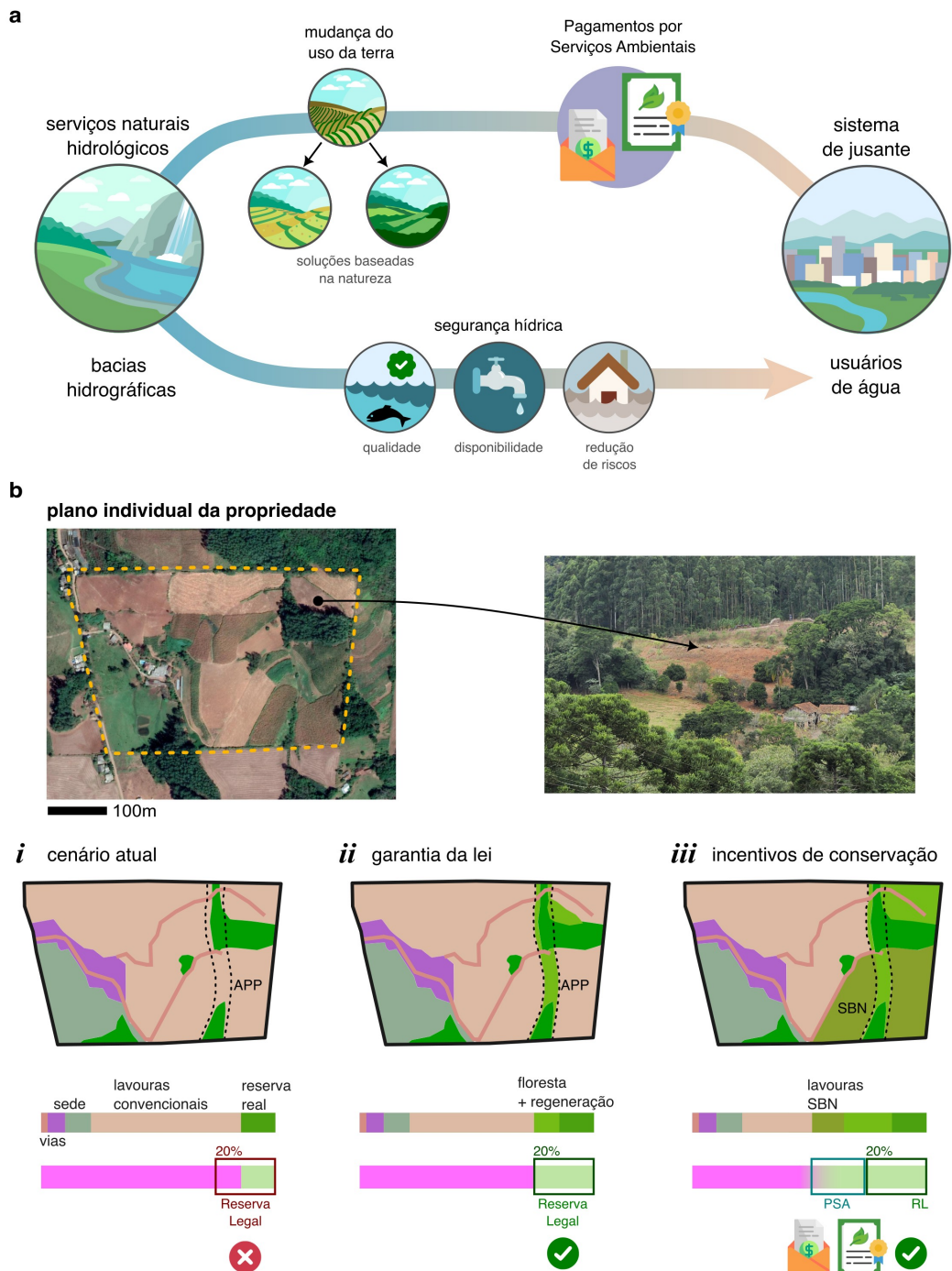
da gestão dos mananciais que abastecem as cidades [235]. Nessa linha, o relatório do Banco Mundial de Dudley *et al.* (2003) [236] consolidou a importância da gestão dos serviços naturais hidrológicos em áreas de mananciais, destacando que áreas protegidas com florestas bem manejadas em geral melhoram tanto a qualidade quanto a quantidade de água fornecida. O estudo mostrou que florestas naturais, especialmente as bem conservadas, oferecem água de maior qualidade, com menos sedimentos e poluentes, em comparação a outras áreas de captação. Além disso, florestas tropicais nativas e maduras podem aumentar a vazão de água, embora florestas jovens e plantações exóticas possam reduzir esse fluxo. O relatório também revelou que cerca de um terço (33 de 105) das maiores cidades do mundo captavam água diretamente de áreas protegidas, enquanto outras cinco dependiam de bacias hidrográficas distantes que incluem áreas protegidas, e pelo menos oito cidades captavam água de florestas manejadas com foco no abastecimento hídrico. Os autores sugeriram que, apesar dos benefícios dessas áreas para o abastecimento urbano e a biodiversidade, o valor econômico dos serviços hidrológicos ainda era subestimado. O relatório propôs a criação de mecanismos financeiros, como a cobrança de taxas de usuários, para ajudar a custear a proteção e manejo dessas áreas, o que hoje se enquadra nos incentivos por Pagamento por Serviços Ambientais (mais detalhes adiante).

Com o papel dos serviços naturais hidrológicos bem estabelecido, a maximização da segurança hídrica passou a ser cada vez mais concebida no gerenciamento integrado de recursos hídricos através da complementação entre o capital antropogênico e o capital natural [1]. As cidades, por exemplo, dependem da **infraestrutura cinza** para obter água potável, como barragens de armazenamento, estações de bombeamento e tratamento, entre outros. No entanto, a vegetação e o solo presentes na bacia hidrográfica, acima do ponto de captação, funcionam como uma **infraestrutura verde**, que reduz a intensidade de enxurradas nas encostas, um processo de resposta rápida com alto potencial erosivo. Em termos hidrológicos, isso ocorre principalmente devido à alta capacidade de infiltração do solo das florestas, como visto no Capítulo 3. O alto grau de fragmentação da superfície nas florestas também revela uma relativamente maior capacidade de retenção superficial efetiva, contribuindo para controlar as enxurradas de chuvas que excedem a capacidade de infiltração do solo. A Tabela 4.2 resume as possibilidades de ações que as infraestruturas verdes oferecem sob o contexto de diferentes serviços naturais, em diferentes escalas de ação, comparando com seus correspondentes complementares da infraestrutura cinza.

O arranjo que alia infraestruturas verdes e cinzas, vem sendo cada vez mais enquadrado pelo conceito de Soluções Baseadas na Natureza (SBN), práticas que se inspiram ou fazem uso direto de processos naturais para melhorar a gestão da água, a produção de alimentos e a conservação da biodiversidade [1], [237]. A ideia subjacente às SBN integra conceitos já estabelecidos, como a engenharia ecológica, manejo conservacionista do solo e abordagens de gestão ambiental. Além disso, está alinhada aos princípios da Economia Ecológica, que reconhece a importância central do capital natural para o desenvolvimento sustentável [238]. Mas o diferencial do conceito das SBN está no fato de que ele não necessariamente requer a preservação de um capital natural prístino e intocável, como florestas nativas, mas que expande o raio de ações ao se *inspirar* em processos naturais, permitindo se projetar uma *transição* ecológica que favoreça a *reprodução* desses processos, mesmo em paisagens antropizadas. Por exemplo, uma lavoura que adota técnicas de plantio direto com terraços e cordões de biorretenção e infiltração reproduz uma estrutura biofísica análoga aos processos de infiltração observados em áreas de floresta nativa. Assim, as SBN facilitam a restauração de ecossistemas e a recuperação de serviços ambientais ao integrar práticas que imitam funções ecológicas essenciais em ambientes manejados. A silvicultura ou a agrofloresta, com o plantio de árvores exóticas não invasoras, também pode contribuir para a recuperação de solos degradados, regenerando o horizonte orgânico e preparando o solo para a regeneração da mata nativa em etapas subsequentes. Dessa forma, as SBN promovem uma transição gradual rumo ao limite econômico, sem depender exclusivamente de ecossistemas naturais intactos.

Problema de gestão/serviço natural	Solução de infraestrutura verde	Encostas	Planície	Cidades	Solução de infraestrutura cinza correspondente
<b>Abastecimento de água (regulação de fluxo)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Barragens e bombeamento de água subterrânea  Sistemas de distribuição de água
	Reconectar rios com planícies de inundação	x	x		
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
	Captação da água da chuva			x	
	Biorretenção e infiltração	x		x	
	Pavimentos permeáveis			x	
<b>Purificação de água (regulação da qualidade)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Estação de tratamento de água
	Reconectar rios a planícies de inundação	x	x		
	Zona ripária	x			
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
	Biorretenção e infiltração	x		x	
	Pavimentos permeáveis			x	
<b>Controle de erosão (regulação da qualidade)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Reforço de encostas
	Zona ripária	x			
	Reconectar rios a planícies de inundação	x	x		
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
<b>Controle de temperatura da água (regulação da qualidade)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Barragens
	Zona ripária	x			
	Reconectar rios a planícies de inundação	x	x		
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
	Sombreamento de cursos d'água			x	
<b>Controle biológico (regulação da qualidade)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Estação de tratamento de água
	Zona ripária	x			
	Reconectar rios a planícies de inundação	x	x		
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
<b>Controle de inundações fluviais (regulação de distúrbios)</b>	Reflorestamento e conservação florestal	x			Barragens e diques
	Zona ripária	x			
	Reconectar rios a planícies de inundação	x	x		
	Restauração/conservação de áreas úmidas	x	x	x	
	Construção de áreas úmidas		x	x	
	Canais de extravasamento		x		
<b>Manejo de águas pluviais (regulação de distúrbios)</b>	Telhados verdes			x	Tubulações de micro e macrodrenagem
	Biorretenção e infiltração			x	
	Captação da água da chuva			x	
	Pavimentos permeáveis			x	

**Tabela 4.2: Solução de infraestrutura verde para melhorar os serviços naturais hidrológicos** — Relação sistematizada entre serviços hidrológicos naturais, infraestrutura verde, escalas de aplicação (bacia, planície de inundação ou cidades), e a solução de infraestrutura cinza correspondente. Adaptado de Cassin *et al.* (2021) [233].



**Figura 4.11 — Os esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) em bacias hidrográficas. a —** Os esquemas de PSA hídricos são instrumentos econômicos que estabelecem, na prática, contratos de arrendamento para a conservação da terra em bacias de ordem zero. Essa é uma estratégia que objetiva induzir uma mudança de comportamento dos proprietários de terra para além das obrigações legais, retornando incrementos de segurança hídrica para o usuários de água de jusante. **b —** No Brasil, o Plano Individual da Propriedade (PIP), que resulta do Cadastro Ambiental Rural, fornece os meios técnicos de operacionalizar o PSA hídrico. No exemplo, a propriedade encontra-se em inconformidade para com o Novo Código Florestal (detalhe *i*), que exige uma Reserva Legal de 20% da área do imóvel na maior parte dos biomas (detalhe *ii*). O PSA, assim, vai além do obrigatório, incentivando o proprietário a expandir a infraestrutura verde, seja pela restauração ecológica, seja por práticas de manejo do solo (detalhe *iii*).

#### 4.5.2 Esquemas de pagamentos

Os esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)<sup>16</sup> constituem instrumentos econômicos de gestão ambiental que incentivam o uso sustentável dos serviços naturais. No contexto

<sup>16</sup>Nomenclatura amplamente utilizada no Brasil, conforme a Política Nacional. Na literatura internacional, usa-se o termo *Payments for Ecosystem Services*.

da gestão de bacias hidrográficas, eles são conhecidos como “PSA hídricos”<sup>17</sup>, promovendo mudanças no uso da terra, especialmente por meio da expansão de infraestrutura verde em bacias de ordem zero, nas áreas de cabeceiras. O instrumento de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) hídrico pode ser entendido como a formalização de **arrendamentos para conservação**, acordos que mantêm a propriedade privada da terra, mas transferem o direito de uso dela para a conservação dos recursos naturais por um período determinado, renovável conforme o contrato. A negociação do direito de uso da terra pode variar, desde a proibição total em áreas muito sensíveis até a implementação de práticas de manejo sustentável, cabendo à instituição pagadora monitorar o cumprimento das condições, tanto pelos proprietários atuais quanto pelos futuros. Nesse âmbito, a terra em si deve ser compreendida sob o conceito de **terra ricardiana**, que consiste nas características indestrutíveis e inesgotáveis que a superfície oferece para as atividades humanas se desenvolverem [239]. A terra ricardiana geralmente não é um recurso comum, pois costuma ser parcelada em lotes exclusivos entre os agentes econômicos, principalmente por propriedades privadas. Além disso, a terra ricardiana possui um valor de uso que não está associado somente à fertilidade do solo, mas também com suas condições de acesso e proximidade de *outros* recursos. Por exemplo, em razão da sua localização, um hectare de terra no perímetro urbano de uma cidade tem um valor de uso relativamente maior que um hectare no interior rural. Mas o uso da terra frequentemente gera externalidades negativas que degradam diversos serviços naturais comuns, incluindo os serviços naturais hidrológicos. Um exemplo disso é a função ambiental de armazenamento de água exercida pelas zonas vadosa e freática do solo, prolongando o escoamento de base nos rios durante as estiagens, um serviço essencial para a segurança hídrica. Esse serviço é severamente degradado pela compactação ou impermeabilização do solo tanto pelas atividades rurais como urbanas. Assim, como em outras questões envolvendo recursos comuns, os esquemas de PSA objetivam induzir os agentes econômicos que utilizam a terra a neutralizarem as externalidades negativas que geram ou mesmo produzir externalidade positivas.

Esse instrumento de gestão, de forma geral, classifica-se em três categorias principais, com base nos agentes financiadores e no tipo de incentivo econômico envolvido [234], [240]. Pelo aspecto do financiamento, a primeira categoria são os **esquemas de PSA financiados por usuários**, que envolve os beneficiários diretos dos serviços naturais hidrológicos. Esses usuários podem ser indivíduos, empresas, ONGs ou atores públicos que se beneficiam diretamente da conservação, melhoria ou reestabelecimento dos serviços naturais. Um exemplo típico são os incentivos pagos por companhias hidrelétricas e de saneamento aos proprietários de terra nas regiões a montante, situação que faz das companhias um agente intermediário entre os consumidores finais e os produtores iniciais dos serviços naturais [241]. Já os **esquemas de PSA financiados por terceiros** envolvem agentes econômicos que atuam em nome dos beneficiários. Nesse caso, o comprador é uma entidade pública ou privada, como organizações de conservação ou agências de governo, que não utilizam diretamente os serviços naturais. Programas governamentais de redução de desmatamento e incentivo ao reflorestamento, especialmente na China, são exemplos dessa modalidade. Por fim, os **esquemas PSA financiados por regulações** abrangem incentivos pagos por agentes econômicos que precisam cumprir obrigações regulatórias, compensando externalidades causadas em outros locais. Esquemas desse tipo, ao gerar demanda por compensações no formato *cap-and-trade*, favorecendo um mercado de **créditos ambientais**, requerem o advento de instituições responsáveis por centralizar e gerir essas informações em um banco. Pelo aspecto dos incentivos econômicos, as categorias dividem-se em **incentivos econômicos diretos** e **incentivos econômicos indiretos**. O primeiro caso envolve o pagamento em si, quando os agentes econômicos recebem um valor em moeda corrente pelo arrendamento da conservação. O segundo caso envolve tanto **ajuda de custeio** na instalação da infraestrutura verde, incluindo atividades de extensão rural, quanto a **certificação ecológica**, um rótulo que agrega valor de mercado na produção dos agentes econômicos. É claro que essas classes não são monolíticas, mas difusas, sendo

<sup>17</sup>Tradução livre de *Watershed PES*.



possíveis mesclas e sobreposições entre as abordagens. No caso dos esquemas de PSA hídrico, seja qual for o formato principal de financiamento e incentivo, a experiência aponta que os esquemas de PSA, para saírem do papel, precisam se organizar em torno de um programa socio-ambiental abrangente, que envolve diversas instituições parceiras e outros objetivos de desenvolvimento sustentável [242]. Por exemplo, Richards *et al.* (2015) [162] ilustram que o programa de PSA “Conservador das Águas”, em Extrema (MG), para ser efetivado contou com uma articulação de múltiplas organizações financiadoras e apoiadoras, incluindo desde prefeituras, governos estaduais, agências e comitês de bacia até ONGs conservacionistas, entidades de extensão rural, entidades de ensino e de pesquisa.

Nesse rumo, cabe ressaltar que os instrumentos econômicos não são substitutos de medidas de comando e controle, mas sobrepostos. Assim, os esquemas de PSA objetivam *incrementar* a conservação dos serviços naturais para além das obrigações impostas por lei. No Brasil, a principal regulação do uso da terra em escala nacional consiste na **Lei Federal de Proteção da Vegetação Nativa**, chamada informalmente de **Novo Código Florestal** (apesar da vegetação nativa no Brasil incluir outras formações vegetais). [243]. Outras regulações relevantes na escala nacional, mas não uniformes, são o Estatuto das Cidades [2], que oferece aos municípios poder regulatório do uso da terra pelo Plano Diretor, e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação [244], que permite aos membros da federação criarem e regular áreas protegidas. Quando aprovado em 2012, ao revisar a lei anterior, o Novo Código Florestal introduziu ferramentas cadastrais como o **Cadastro Ambiental Rural (CAR)** e diretrizes de compensação do desmatamento, que favorecem o estabelecimento de esquemas de PSA. Essas iniciativas são ainda mais necessárias diante das mudanças problemáticas trazidas pela nova legislação. Conforme Soares-Filho *et al.* (2014) [245], a revisão concedeu anistia a desmatadores ilegais, o que pode comprometer a conservação em propriedades privadas, onde encontra-se 53% da vegetação nativa do Brasil. Além disso, Brancalion *et al.* (2016) [246] ressaltam que a flexibilização de exigências para recuperação ambiental e a manutenção de atividades agropecuárias em áreas protegidas enfraqueceram a proteção obrigatória do solo e dos recursos hídricos, aumentando o risco de perda dos serviços naturais. Nesse contexto, os esquemas de PSA surgem como um complemento relevante às regulamentações legais, oferecendo incentivos financeiros para os proprietários de terra se comprometerem voluntariamente com práticas conservacionistas.

Em síntese, a Lei Federal de Proteção da Vegetação Nativa institui no Brasil as regras para o zoneamento ambiental das propriedades privadas, produzindo assim o **Plano Individual da Propriedade (PIP)**. Além de zonas opcionais como as glebas de cultivo, área de pousio, servidões de acesso, sede da propriedade, etc, o PIP possui duas zonas obrigatórias, que são a **Reserva Legal (RL)** e as **Áreas de Proteção Permanente (APP)**. A Reserva Legal, consiste na zona de vegetação nativa obrigatória que cada lote deve apresentar, calculada por uma fração da área total. Em outras palavras, ela define a extensão máxima das atividades econômicas que não fazem uso da vegetação nativa diretamente, como a agricultura. A proporção dessa zona varia conforme a região. Na Amazônia Legal, a fração de RL deve ser de 85% em áreas de floresta, 35% em áreas de cerrado e 20% em áreas de campos gerais. No resto do País, a fração de RL é de 20%, uma fração questionável em termos de sustentabilidade, a depender do uso da terra nos outros 80%. Pelo ponto de vista ecológico, Banks-Leite *et al.* (2014) [247] apontam que, no bioma da Mata Atlântica, o limite viável para a conservação das comunidades de vertebrados é de aproximadamente 40% de habitat natural. Do lado hidrológico, Caldwell *et al.* (2023) [248] demonstram que uma taxa de 20% de cobertura florestal pode implicar um decaimento da qualidade de água em até uma ordem de magnitude (10 vezes pior) do que em bacias completamente conservadas. Além disso, de acordo com a lei, a RL pode ser explorada economicamente com manejo sustentável, e, caso não haja vegetação suficiente no lote, o proprietário pode recuperar a área ou compensá-la em outra propriedade, desde que seja no mesmo bioma. As Áreas de Proteção Permanente, por outro lado, são áreas que, mesmo sem vegetação nativa, devem ser preservadas para proteger recursos hídricos, biodiversidade,



4860 solo e a estabilidade das encostas. Elas incluem nascentes, encostas íngremes, topos de morro e  
 cursos d'água, entre outros, formando zonas de tamponamento nas áreas ripárias com larguras  
 definidas conforme o porte do curso d'água. Pela lei, as APPs podem ser contabilizadas no  
 percentual de Reserva Legal, ainda que elas sejam obrigatórias mesmo que esse percentual seja  
 4865 excedido. Por exemplo, se um lote apresenta mais de 20% de encostas muito íngremes, a área  
 total de APP deve se expandir para proteger essas encostas.

Embora o PSA seja uma ferramenta relevante para definir os limites econômicos às  
 atividades humanas em uma bacia hidrográfica, ele não é a única solução. Uma alternativa pos-  
 sível, e mais robusta, é simplesmente obrigar os proprietários a seguirem normas mais rígidas  
 de uso da terra, pela imposição da lei. Em um cenário extremo, os agentes econômicos inte-  
 4870 ressesados na preservação dos serviços naturais hidrológicos adquirem a exclusividade do uso da  
 terra na bacia, eliminando a necessidade de negociações com outros agentes. Esse cenário se  
 observa, em grande parte, no nordeste dos Estados Unidos, uma região onde há alta demanda  
 por água para abastecimento de grandes cidades, como Nova Iorque e Boston [249]. Nessa  
 região, as companhias de saneamento, privadas e governamentais, obtiveram a exclusividade  
 4875 de áreas críticas para os mananciais pela compra direta dos imóveis rurais. Nesse sentido, o  
 estudo de caso de Nova Iorque nas bacias de Catskills e Delaware recebe uma dose de críticas  
 da parte de Blanchard *et al.* (2015) [250], principalmente por ter-se tornado uma narrativa  
 favorável aos incentivos econômicos, mas que na realidade se fundamentou substancialmente  
 no comando e controle, além de ter feitos investimentos mais pesados em saneamento rural  
 4880 (infraestrutura cinza) do que na recuperação de florestas (infraestrutura verde). Uma estratégia  
 semelhante ocorre com o zoneamento de áreas protegidas, chamadas no Brasil de **Unidades de  
 Conservação de Proteção Integral**, como Estações Ecológicas ou Parques Naturais. Nesse  
 caso, a terra passa a ser de uso exclusivo do Estado, com a devida indenização aos antigos  
 proprietários, seja em âmbito municipal, estadual ou federal. Uma alternativa intermediária  
 4885 no Brasil é a criação de **Unidades de Conservação de Uso Sustentável**, como as Áreas de  
 Proteção Ambiental (APA), nas quais a propriedade privada da terra é mantida, mas o seu uso  
 é disciplinado pelo **Plano de Manejo** da unidade. Em áreas de mananciais, por exemplo, as  
 práticas de agricultura convencional com o uso de agrotóxicos, pode ser proibida. Os **Planos  
 Diretores** municipais também podem exercer esse papel intermediário, regulando as atividades  
 4890 permitidas em áreas de manancial, como é o caso do Parque Municipal da Lagoa do Peri, em  
 Florianópolis, uma área que os imóveis rurais existentes são sujeitas a uma regulação do solo  
 mais rigorosa.

### 4.5.3 Diretrizes de planejamento

Ao longo das últimas duas décadas, a literatura acadêmica e técnica, a partir de experiências  
 4895 tanto teóricas quanto práticas, debateu extensamente as estrutura básica que um esquema de  
 PSA em bacias hidrográficas deve oferecer para ser considerado uma estratégia bem-sucedida.  
 Ainda na esteira do relatório da Avaliação Ecossistêmica do Milênio, o relatório de Smith *et al.*  
 (2006) [234], uma iniciativa da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), trouxe  
 um arcabouço conceitual e prático pioneiro e abrangente para a instalação de esquemas de PSA  
 4900 em bacias hidrográficas. Entre as principais contribuições, uma delas foi a própria nomencla-  
 tura de “serviços naturais hidrológicos”, catalogados na Tabela 4.1. Mas além disso, Smith  
*et al.* (2006) enfatizam que, para serem efetivos, os esquemas de PSA devem se fundamentar  
 em evidências o mais sólidas possíveis. As ações desenvolvidas, portanto, devem resultar em  
 benefícios identificáveis para os usuários, com relações claras entre o uso da terra a montante  
 4905 e os serviços naturais hidrológicos para os usuários a jusante.

Entre as diretrizes de Smith *et al.* (2006), destaca-se a necessidade de se estimar a  
**capacidade de oferta dos serviços naturais**, isto é, o quanto deve-se esperar de mudanças nos  
 processos biofísicos de montante e, conseqüentemente, no valor econômico para jusante. Em

Princípio	Objetivo	Diretrizes científicas básicas	Diretrizes científicas desejáveis
<b>Métricas</b>	Métodos robustos, eficientes e versáteis para obtenção de dados.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Devem ser relevantes, confiáveis e adequados em escala.</li> <li>Devem cumprir com normas voluntárias, certificações e regulamentos.</li> <li>Devem refletir escalas espaço-temporais, como identificado em Dinâmica.</li> <li>Otimizar o equilíbrio entre precisão e simplicidade.</li> <li>Avaliar o progresso (em conjunto com Linha de Base e Monitoramento).</li> <li>Estabelecer benchmarks (em conjunto com Linha de Base e Monitoramento).</li> <li>Medir tanto mudanças absolutas quanto mudanças nas tendências.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Preferencialmente selecionadas para permitir comparações entre tipos de serviços.</li> <li>Avaliar como os serviços influenciam uns aos outros.</li> </ul>
<b>Linha de base</b>	Documentar as condições iniciais e de referência.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Medir as influências das intervenções nos serviços.</li> <li>Medir o status e as tendências dos serviços não-alvo.</li> <li>Garantir que as medições sejam viáveis, dado os recursos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliar o estado inicial das ameaças exógenas e endógenas aos serviços.</li> <li>Medir fatores importantes para prever tendências dos serviços.</li> </ul>
<b>Monitoramento</b>	Acompanhar fatores necessários para gestão, negociações, avaliações e previsões.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Quantificar benefícios associados aos serviços-alvo.</li> <li>Identificar escalas espaço-temporais antes da implementação.</li> <li>Usar métodos/protocolos estabelecidos e melhores práticas para monitoramento.</li> <li>O monitoramento deve informar a tomada de decisões.</li> <li>O monitoramento deve detectar mudanças potenciais nas condições de linha de base.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Monitorar serviços não-alvo que influenciam os serviços-alvo.</li> </ul>
<b>Dinâmica</b>	Garantir a capacidade do projeto para se adaptar a processos naturais e humanos dinâmicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Identificar serviços naturais chave para cada classe de serviço além dos serviços-alvo.</li> <li>Identificar escalas espaço-temporais dos serviços-alvo.</li> <li>Identificar necessidades de dados, recursos e lacunas.</li> <li>Identificar estressores e sua variabilidade espaço-temporal.</li> <li>Identificar e prever tendências de ameaças endógenas e exógenas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Determinar como a diversidade funcional influencia a resiliência.</li> <li>Identificar funções de produção dos serviços e suas sensibilidades.</li> <li>Determinar trade-offs e sinergias entre os serviços.</li> </ul>
<b>Múltiplos serviços</b>	Reconhecer trade-offs e sinergias entre serviços.		<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliar como a intervenção influencia os outros serviços.</li> <li>Evitar contagem dupla de serviços.</li> <li>Avaliar impactos da intervenção sobre serviços não-alvo.</li> </ul>
<b>Sustentabilidade</b>	Garantir durabilidade e sustentabilidade do projeto.		<ul style="list-style-type: none"> <li>Estimar desempenho de curto e longo prazo do projeto ou programa.</li> </ul>

**Tabela 4.3: Princípios, objetivos e diretrizes científicas para programas de PSA** — Relação esquematizada por Naeem *et al.* (2015) [251]

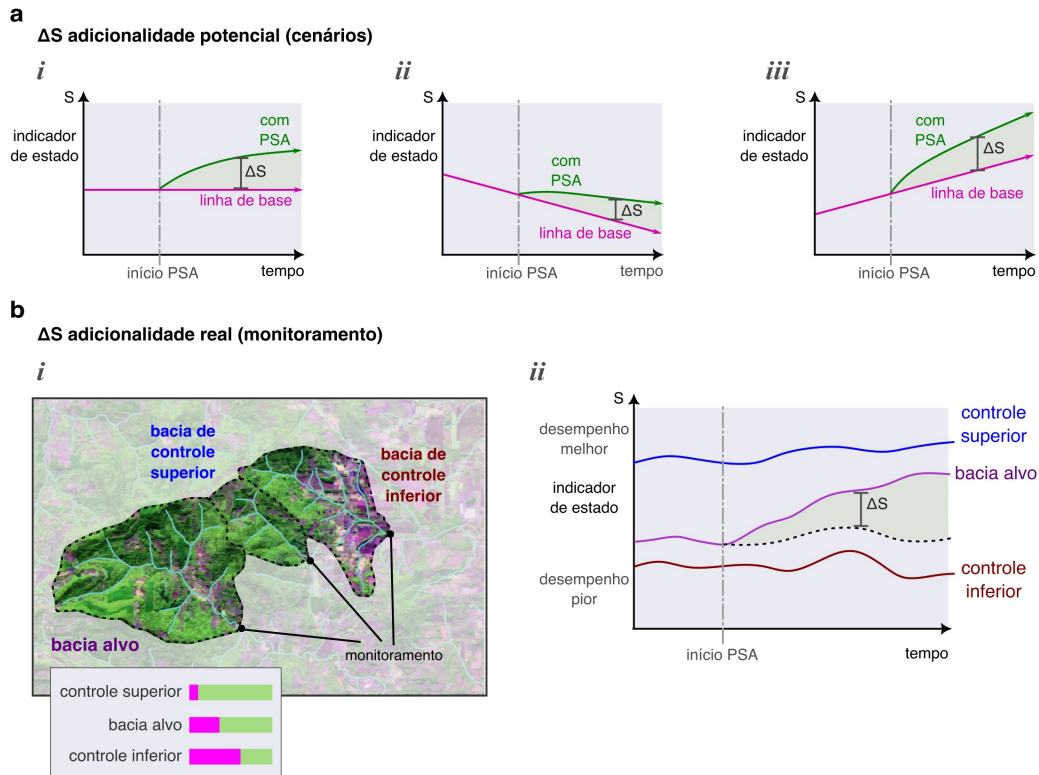
4910 síntese, os autores defendem que se busque mensurar os dois extremos do modelo de cascata de Haines-Young & Potschin – processos e valor. Assim, o desempenho do **serviço-alvo** deve ser estimado por meio de indicadores de processos específicos, consensuais e mensuráveis, permitindo tanto a definição clara de prioridades de ações quanto um acompanhamento contínuo e alinhado com as metas do programa. Nessa linha, sugere-se a adoção de **indicadores de estado**, que revelam a situação observada dos processos subjacentes aos serviços, e **indicadores de uso sustentável**, que revelam o quanto se está acima ou abaixo do limite econômico do uso desse recurso. Exemplos desses indicadores também estão listados na Tabela 4.1. No que se refere à valoração, Smith *et al.* (2006) apontam que os esforços de valoração econômica

4915

devem se concentrar na **análise de custo-benefício** entre as partes envolvidas. O custo corresponde aos incentivos econômicos oferecidos pela entidade pagadora, negociado diretamente com os agentes econômicos. Idealmente, esse custo deve ser inferior aos benefícios econômicos estimados com métodos de valoração pela melhoria dos serviços naturais proporcionados, justificando, assim, o investimento no esquema de pagamento.

As diretrizes propostas por Smith *et al.* (2006) sinalizaram para uma ampla discussão sobre o assunto, com diversos autores contribuindo sobre diferentes aspectos. Nesse sentido, a contribuição de Luca Tacconi (2012) [252], buscou unificar conceitos importantes para o tema, revisando as problemáticas e atributos que definem um esquema de PSA bem-sucedido. O autor aponta para três princípios essenciais a serem observados: a adicionalidade, a condicionalidade e a transparência. O **princípio da adicionalidade** objetiva assegurar que os incentivos econômicos produzam benefícios que não ocorreriam *sem* o esquema de PSA. Sendo fundamental na aplicação de modelos hidrológicos, esse princípio será aprofundado na próxima seção. O **princípio da condicionalidade**, por sua vez, preconiza que os pagamentos em um esquema de PSA estejam diretamente ligados ao cumprimento de práticas que assegurem a provisão de serviços naturais. Ou seja: os contratos de arrendamento para conservação devem ser cumpridos pelas partes contratadas. Isso implica, portanto, que exista alguma forma de fiscalização periódica do uso da terra que condiciona a continuidade do contrato. Se um proprietário decide promover uma grande queimada em seu lote, por exemplo, o seu contrato de PSA deve ser rescindido e os pagamentos suspensos. Embora a aplicação rigorosa desse princípio possa aumentar os custos indiretos do financiamento do programa e afetar a motivação voluntária dos agentes econômicos, sua completa ausência pode comprometer a efetividade do esquema, arriscando desperdício de recursos sem a garantia de resultados ambientais reais. Por fim, o **princípio da transparência** envolve a disponibilização clara e confiável de informações a todas as partes envolvidas, sendo essencial para a aceitação e a integridade dos esquemas de PSA. Tacconi ressalta que baixos níveis de transparência, tanto nas negociações quanto na definição de valores dos pagamentos, podem gerar desconfiança e percepção de corrupção, especialmente em contextos em que o financiamento é feito por terceiros, como no caso das compensações ambientais. A transparência é também vital para o sucesso do escalonamento do programa, pois está associada à confiança e à capacidade de verificação, componentes essenciais para a cooperação entre os envolvidos. Para tanto, recomenda-se a divulgação pública de informações sobre os critérios técnicos de seleção de áreas prioritárias, os procedimentos de escolha dos participantes, os métodos de valoração e a distribuição dos benefícios. Uma estratégia que ganhou tração para articular esse princípio, ilustrada por Young & Bakker (2014) [253], são as **calculadoras de PSA**. Assim, a entidade pagadora instancia um sistema de pontuação que avalia diversos atributos dos lotes candidatos a receberem o pagamento e determina o seu valor de forma objetiva e transparente. O sistema, portanto, pode permitir que um proprietário aumente o seu valor de PSA ao cumprir mais exigências ambientais do que outros, ganhando mais pontos na calculadora. Por exemplo, se forem adotadas práticas de manejo conservacionista do solo, o produtor rural deve ganhar mais incentivos do que em caso contrário.

O ciclo de diretrizes fundamentais se consolidou em grande medida pela publicação por Naeem *et al.* (2015) [251] do artigo *Get the science right when paying for nature's services*. Com a contribuição de dezenas de instituições técnicas e acadêmicas com experiências em centenas de estudos de caso, os autores propõem um conjunto estruturado de princípios e diretrizes científicas para fortalecer a integração da ciência nos esquemas de PSA, visando aumentar sua eficácia e garantir que gerem benefícios ambientais e sociais consistentes. Os princípios, listados na Tabela 4.3, incluem a definição de métricas robustas, a documentação da linha de base, o monitoramento contínuo, a gestão dinâmica, a avaliação de múltiplos serviços, além de uma perspectiva de longo prazo. Cada princípio possui diretrizes básicas e desejáveis: por exemplo, o princípio das métricas orienta a seleção de métodos que equilibrem precisão e simplicidade, enquanto o monitoramento contínuo é essencial para rastrear benefícios e adaptar o manejo de forma eficaz. O princípio da dinâmica enfatiza a gestão adaptativa, atenta a



**Figura 4.12 — Adicionalidade potencial e real.** O princípio da adicionalidade objetiva assegurar que os incentivos econômicos produzam benefícios que não ocorreriam sem o PSA. **a** — Na fase de planejamento de um esquema de PSA, deve-se buscar estimar a adicionalidade potencial  $\Delta S$ , calculada pela diferença entre um indicador de estado  $S$  em cenários com e sem PSA. Os cenários podem ser estacionários (detalhe *i*), desfavoráveis (detalhe *ii*) e favoráveis (detalhe *iii*). O cenário sem PSA consiste em uma linha de base para a comparação. Na prática, uma abordagem consiste em comparar o cenário atual (sem PSA) com um cenário de vegetação nativa potencial (100% de conservação). Avaliações desse tipo oferecem subsídios para análise de custo-benefício, acopladas com métodos de valoração. **b** — Na fase de operação de um esquema de PSA, a adicionalidade real deve ser mensurada a partir de monitoramento. Em PSA hídricos, em particular, esforços devem ser feitos para isolar causalidade de variáveis exógenas. Por exemplo, bacias pareadas próximas à bacia alvo podem ser eleitas como controles (detalhe *i*). Bacias mais degradadas, assim funcionam como um controle inferior, e bacias mais preservadas funcionam como um controle superior (detalhe *ii*).

4970 processos naturais e humanos em curso e identificando mudanças de rota necessárias. O prin-  
 cípio dos múltiplos serviços busca reconhecer e gerenciar trade-offs e sinergias entre serviços  
 naturais para além do serviço-alvo, evitando a contagem dupla e avaliando impactos em servi-  
 ços não-alvo. O princípio da sustentabilidade, crucial para garantir a longevidade do projeto,  
 incentiva uma avaliação do desempenho de curto e longo prazo. Esses princípios de Naeem *et*  
 4975 *al.* (2015), evidentemente, não substituem a abordagem de Tacconi, pois possuem múltiplas  
 conexões com a adicionalidade, condicionalidade e transparência.

#### 4.5.4 O princípio da adicionalidade

Como citado acima, o princípio da adicionalidade objetiva assegurar que os incentivos econô-  
 micos produzam benefícios que não ocorreriam *sem* o PSA. Ainda que pareça evidente, isso  
 4980 não era o caso em muitos estudos de planejamento com a aplicação de modelos hidrológicos,  
 como atesta a revisão de Lele (2009) [254]. O autor verificou a falta de um arcabouço me-  
 todológico comum, rigoroso e compartilhado entre os extremos de modelagem de processos e  
 valoração, em especial a falta de avaliação diante de cenários alternativos de uso da terra. Fragi-  
 lidades metodológicas desse tipo motivaram Sven Wunder (2005, 2007) [255], [256] a elaborar  
 4985 considerações pioneiras sobre esse princípio. Para observar a adicionalidade, portanto, deve-se  
 avaliar indicadores dos serviços naturais em relação ao **cenário da linha de base**, que funciona

como referência de comparação para se dimensionar a capacidade de oferta do serviço natural. Com isso, esse princípio pode favorecer a viabilidade de um esquema de PSA apesar de condições desfavoráveis em termos absolutos. Por exemplo, mesmo com a redução de chuvas em uma bacia devido às mudanças do clima, a expansão da infraestrutura verde eventualmente pode resultar em um cenário futuro menos pior. A adicionalidade é, portanto, a *diferença* entre o indicador de estado em condições atuais e o indicador de estado em condições de referência:

$$\Delta S_t = S_t - S_{t^*} \quad \forall t \quad (4.1)$$

Em que  $\Delta S_t$  é a adicionalidade no tempo  $t$ ;  $S_t$  é o indicador de estado do serviço natural no tempo  $t$ , e;  $S_{t^*}$  é o indicador de estado do serviço natural no tempo  $t^*$ , que é o tempo no cenário da linha de base. Dessa forma, estimar a **adicionalidade potencial** em estudos de planejamento é o primeiro passo para justificar a implantação de um esquema de PSA, além de fornecer a base para o mapeamento e ordenamento de **áreas prioritárias**. O segundo passo, proposto por Kroeger *et al.* (2013, 2019) [257], [258], consiste na integração com métodos de valoração para subsidiar as análises de custo-benefício e retorno do investimento. Nesse sentido, a exploração de cenários de futuro feita por mim em Possantti & Marques (2022) [3] demonstra que esse movimento analítico não é trivial, dependendo fortemente de hipóteses auxiliares, em especial para se estimar custos de expansão das SBN e os custos evitados verificados à jusante (ver Destaque 2.6, no Capítulo 2).

Nos esquemas de PSA hídrico, o uso dos modelos hidrológicos torna-se crucial para a estimativa da adicionalidade potencial, pois é preciso simular o desempenho hidrológico da bacia hidrográfica em cenários alternativos de condições de contorno, comparando os resultados com e sem as ações planejadas (por exemplo: Ullrich & Volk, 2009; Carvalho-Santos *et al.*, 2014; Martinez-Martinez *et al.*, 2014; Daneshi *et al.*, 2021 [259]–[262]). Essa avaliação, porém, só é possível ao se aplicar modelos conceituais que permitem a representação explícita dos diversos processos hidrológicos nas bacias de ordem zero. Os modelos baseados em dados, independentemente de sua capacidade preditiva, não são aplicáveis nesse tipo de problema, pois não permitem a inferência dedutiva sobre os cenários. Existe, porém, uma decisão metodológica importante a ser tomada, que é a definição do cenário da linha de base. Dentro de uma lógica da restauração de serviços naturais, a estratégia proposta por Lima *et al.* (2017) [263] consiste em definir esse cenário a partir da **vegetação nativa potencial**, ou seja, um cenário de cobertura da terra que reproduza o desenvolvimento natural da vegetação, sem alterações antrópicas. Nessa linha, a adicionalidade potencial se equipara à **anomalia hidrológica**, pois remete ao distúrbio hidrológico da mudança de cobertura da terra causado pelas atividades antrópicas atuais, como agricultura e urbanização. Por um lado, essa abordagem é simples e potencialmente baseada em evidências, pois a distribuição posterior dos parâmetros hidrológicos relacionados com a vegetação nativa potencial é estimável em bacias hidrográficas com alto grau de preservação. Por outro, ela não oferece meios de estimar a adicionalidade de outras formas de cobertura da terra que buscam bons desempenhos hidrológicos, como as SBN, mas que não apresentam parâmetros prontamente estimáveis com evidências empíricas.

O princípio da adicionalidade, entretanto, não deve se restringir à fase de planejamento: ele deve estar presente também na operação e gestão contínua de um programa de PSA. Assim, além da adicionalidade potencial, é essencial estimar a **adicionalidade real** ao longo do tempo, possibilitando medidas de adaptação dinâmica e ajustes de direção. Portanto, é necessário estabelecer e monitorar indicadores de estado do serviço-alvo que evidenciem a adicionalidade real. Idealmente, esses indicadores são as próprias variáveis hidrológicas que representam os processos subjacentes, como o escoamento de base, mas também podem incluir métricas indiretas e complementares, tais como a cobertura e o uso do solo, que podem ser monitorados a um custo mais baixo por sensoriamento remoto. Um exemplo de monitoramento da adicionalidade real é apresentado em Sone *et al.* (2019) [264], onde os autores avaliaram se um programa de PSA hídrico na Bacia do Rio Guariroba, no Centro-Oeste do Brasil. No



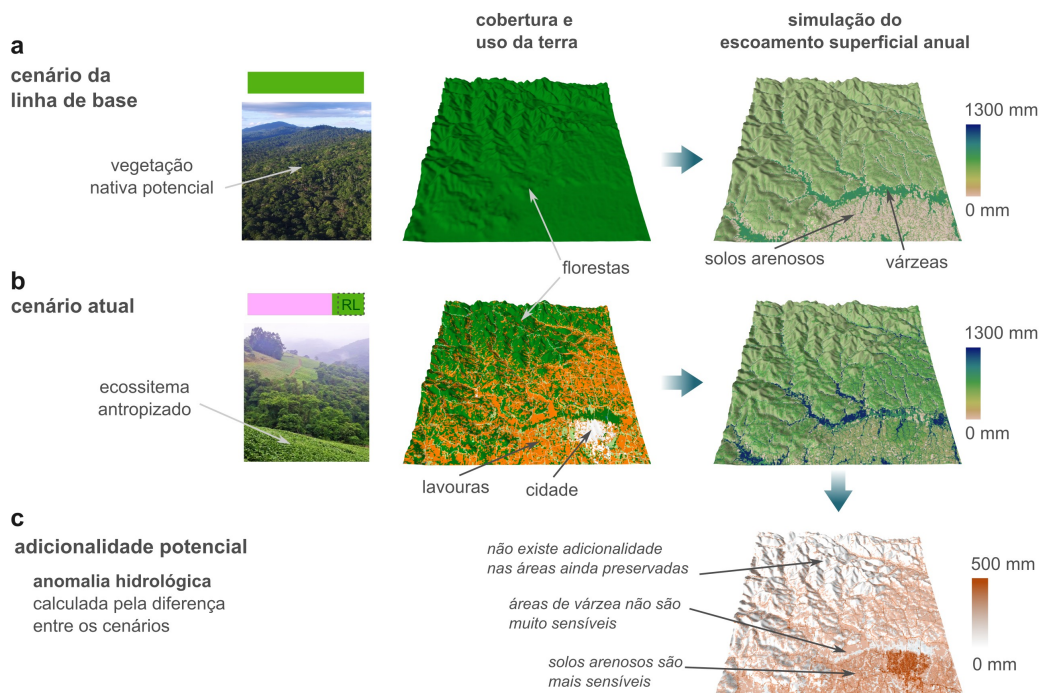
estudo, foram monitoradas a precipitação e a vazão entre 2012 e 2016, período em que práticas de conservação de solo e água, como a construção de terraços em nível e a recuperação da vegetação ripária, foram implementadas na bacia. Os resultados obtidos, aliados a análise de tendência de séries temporais, mostraram que, embora os registros de precipitação apresentassem uma tendência de redução (1 mm por mês), o fluxo do escoamento de base aumentou em 18 litros por segundo durante o período de monitoramento. Essas observações de campo, assim, reforçam que é preciso checar também não apenas indicadores do serviço-alvo, mas variáveis exógenas que produzem *circunstâncias extenuantes*, como a precipitação. Se a precipitação tivesse *aumentado* no período de monitoramento, Sone *et al.* (2019) não teriam como afirmar com tanta certeza sobre a adicionalidade real das ações. Nessa questão, um sistema de monitoramento ideal em um PSA hídrico deve adotar uma abordagem de **bacias pareadas**, em que se monitoram também **bacias de controle** onde *não* são feitas ações. Bacias de controle mais degradadas, assim, fornecem uma **linha de base real**, enquanto bacias de controle mais preservadas oferecem uma **linha de teto real**. Um sistema de monitoramento com essa envergadura naturalmente consome recursos financeiros do programa, o que incentiva a exploração de estratégias menos convencionais, como o uso de **bioindicadores** — algas, plâncton e invertebrados de ecossistemas lóticos. Esses organismos, por refletirem múltiplos aspectos da estrutura ecológica, podem ser amostrados periodicamente, fornecendo informações sobre o histórico recente das condições ambientais. Essa abordagem permite identificar mudanças no ecossistema de forma mais econômica e complementar às variáveis hidrológicas, oferecendo uma visão integrada do impacto das práticas de conservação ao longo do tempo.

#### 4.5.5 Aplicações com o modelo PLANS

O modelo PLANS, desenvolvido em colaboração entre mim e demais colegas (ver Seção 3.5.3), surge como uma alternativa aos modelos SWAT e InVEST, amplamente utilizados na modelagem de serviços hidrológicos naturais (Francesconi *et al.*, 2016 [265]; Possanti *et al.*, 2023 [4]). O modelo SWAT adota uma abordagem que simula diversos processos hidrológicos considerando unidades de resposta hidrológica, a rede de drenagem e sub-bacias hidrográficas [266]. Em contraste, o modelo InVEST, particularmente em seu módulo de balanço hídrico, utiliza mapas de alta resolução espacial, embora os processos sejam simplificados em escala anual [262]. Assim, enquanto o SWAT oferece um maior detalhamento conceitual dos processos, o InVEST prioriza uma resolução espacial mais refinada [267]. O modelo PLANS, por sua vez, combina esses dois atributos: detalhamento conceitual e alta resolução espacial. Essa integração de atributos é possível em razão do modelo ser uma expansão da versão clássica do TOPMODEL, que define unidades de resposta hidrológica com base em atributos topográficos, conferindo ao modelo nuances espaciais detalhadas.

Em relação ao mapeamento da adicionalidade potencial, ilustrada na Figura 4.13, a simulação da hidrológica de cenários de cobertura do solo com o modelo PLANS na bacia hidrográfica do Arroio Castelhana (383 km<sup>2</sup>), em Venâncio Aires, permitiu se estimar uma capacidade de redução média no escoamento superficial em torno de 20% (200 mm/ano) e um aumento no escoamento de base de aproximadamente 25% (80 mm/ano), o que implica mil litros por segundo a mais de água relativamente perene e mais limpa no curso d'água. Os mapas anualizados mostram o padrão da anomalia hidrológica, especialmente nas áreas antropizadas onde a cobertura da terra tem maior influência. Nas regiões de cabeceiras montanhosas e mais preservadas com florestas de Mata Atlântica, a anomalia é mais baixa ou até inexistente. Entre as áreas antropizadas, uma região com solos arenosos demonstrou maior sensibilidade, pois, nas condições de referência, o escoamento superficial foi praticamente inexistente devido à alta condutividade hidráulica desses solos. Além disso, o modelo evidenciou que, nas áreas de talvegues e zonas úmidas ripárias, onde a topografia tem mais influência, a anomalia hidrológica é relativamente mais baixa. Nesses locais, a geração de escoamento superficial mostra-se menos dependente da cobertura e uso da terra, independentemente de serem áreas naturais ou

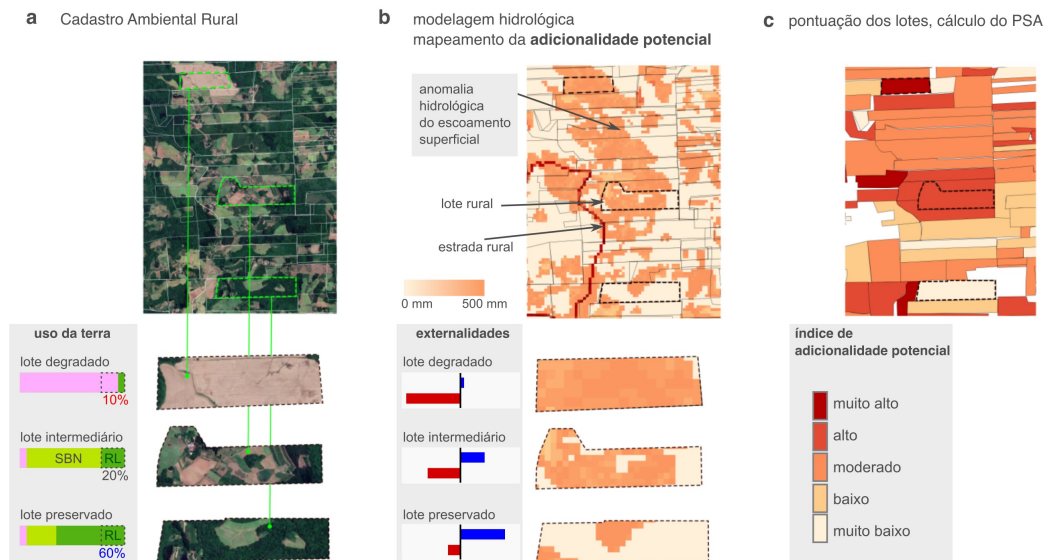




**Figura 4.13 — A estimativa da adicionalidade potencial com o modelo PLANS.** Com o modelo PLANS, é possível estimar a adicionalidade potencial ao simular a hidrologia de bacias hidrográficas em cenários alternativos de uso da terra. Por ser baseado no TOPMODEL, o modelo considera não apenas solos e cobertura, mas também a influência dinâmica da topografia e áreas úmidas ripárias, o que é um diferencial considerando outros modelos. No exemplo, é ilustrado os resultados para a bacia hidrográfica do Arroio Castelhana, em Venâncio Aires, RS. Os mapas diários de escoamento superficial em 10 anos de simulações foram anualizados e comparados entre si. **a** — O cenário da linha de base configurado como a vegetação nativa potencial. Nesse cenário de cobertura da terra uniforme, fica evidente que a parte da bacia com solos arenosos produz naturalmente menos escoamento superficial em função da condutividade hidráulica, enquanto que áreas úmidas ripárias produzem naturalmente mais escoamento superficial, em função da topografia. **b** — O cenário atual de cobertura da terra, com mosaicos de cidades, vias e lavouras, evidencia a maior produção de escoamento superficial na bacia inteira, principalmente em função da menor capacidade de infiltração. **c** — A diferença entre os cenários demonstra então a sensibilidade de cada parte da paisagem, mostrando que as áreas já preservadas não oferecem nenhuma adicionalidade. Da mesma forma, as áreas úmidas ripárias oferecem pouca adicionalidade. Áreas de lavoura em solos arenosos, por outro lado, são muito mais sensíveis, sendo um atrativo para a priorização de ações.

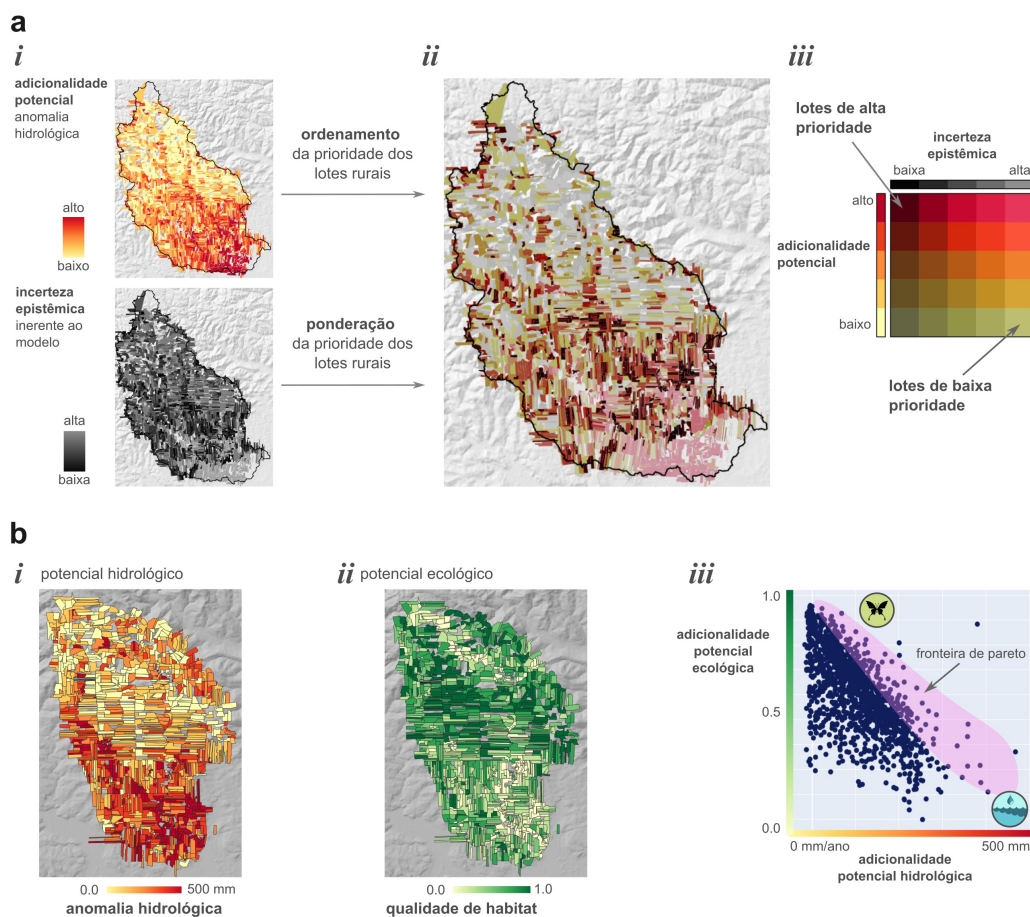
antropizadas. Essa sensibilidade não é capturada em modelos hidrológicos como o modelo SWAT e InVEST, que não representam o fenômeno da área de contribuição variável.

Pelo lado da resolução espacial, o modelo PLANS oferece a capacidade de avaliar a adicionalidade potencial interna de cada lote rural, ou seja, na escala operacional adequada para diferenciar os lotes entre si. A principal razão para isso decorre da representação da influência da topografia, que permite a reconstrução de mapas detalhados dos processos hidrológicos simulados com precisão espacial. Dessa forma, lotes rurais com o mesmo tipo de solo e classe de cobertura, mas posicionados em diferentes partes da paisagem (como uma encosta e uma várzea, por exemplo), podem apresentar adicionalidades potenciais distintas, em função dos diferentes mecanismos de geração de escoamento predominantes. É importante destacar que os limites dos lotes rurais, disponíveis pelo Cadastro Ambiental Rural, são uma fonte essencial de dados para o desenvolvimento dos Planos Individuais da Propriedade (PIP), aplicáveis tanto em programas de PSA quanto no contexto de instrumentos de comando e controle, como a fiscalização das normas do Código Florestal. A integração com esse cadastro na modelagem da adicionalidade potencial, portanto, é uma vantagem relevante do modelo PLANS para mapear áreas prioritárias e calcular objetivamente a pontuação dos lotes candidatos em calculadoras de PSA, observando também o princípio da transparência. Mapas suficientemente detalhados que mostram os lotes rurais e seus diversos atributos ambientais, incluindo os hidrológicos, reforçam a confiança entre todas as partes envolvidas.



**Figura 4.14 — Avaliando a adicionalidade potencial na escala operacional dos lotes.** Outro diferencial do modelo PLANS consiste na capacidade de produzir resultados em alta resolução espacial, o que favorece a estimativa da adicionalidade potencial na escala operacional dos lotes rurais. Essa vantagem decorre principalmente da sua organização em unidades de resposta hidrológica mais detalhadas que os modelos convencionais. **a** — O Cadastro Ambiental Rural oferece a divisão territorial dos lotes rurais, incluindo o plano individual da propriedade. Aliado com sensoriamento remoto de alta resolução, é possível discernir lotes mais ou menos degradados. **b** — Os resultados do modelo PLANS contribuem para se estimar a adicionalidade potencial de cada lote, o que oferece uma noção da magnitude da externalidade negativa que cada lote produz para jusante. **c** — A adicionalidade potencial de cada lote pode então ser agregada em termos de índices de prioridade, contribuindo no planejamento de ações em esquemas de PSA.

Por fim, a aplicação do modelo PLANS na bacia hidrográfica do Arroio Castelhanos incorporou as incertezas inerentes à modelagem hidrológica (detalhadas no Capítulo 1; ver Destaque 1.6). Para isso, incluiu-se, na construção do índice de prioridade, a ponderação pela dispersão dos modelos empiricamente adequados gerados pelo método GLUE, em conjunto com um algoritmo de busca (ver Destaque 2.6 para mais informações). Dessa forma, os lotes prioritários são definidos como aqueles com maior potencial de adicionalidade e menor incerteza associada. Essa abordagem também pavimenta novos caminhos, como a avaliação de trade-offs e múltiplos serviços-alvo, como recomendam as diretrizes de Naem *et al.* (2015). Por exemplo, a Figura 4.15 também mostra uma avaliação entre a adicionalidade potencial hidrológica e a adicionalidade potencial ecológica. Em geral, esses dois indicadores não coincidem, formando uma **fronteira de pareto** entre os serviços. Isso ocorre porque, em termos ecológicos, o potencial de adicionalidade é maior onde há menor fragmentação dos ecossistemas nativos, favorecendo ações prioritárias em lotes *mais preservados* do que os lotes degradados, como no caso do potencial hidrológico. Com essas contribuições, o modelo PLANS busca integrar o processo de modelagem hidrológica desde seus fundamentos mais filosóficos com as suas consequências mais operacionais, proporcionando um arcabouço metodológico robusto e cientificamente rigoroso para guiar a transição para o desenvolvimento sustentável nas décadas que estão por vir. ■



**Figura 4.15 — O índice de prioridade e avaliação de trade-offs.** Aplicações com o modelo PLANS abrem caminhos para assimilar incertezas e avaliar trade-offs. **a** — Um índice de prioridade de lotes rurais com base em modelos como o PLANS devem considerar as incertezas espaciais das simulações (detalhe *i*). As bandas de incerteza do espaço, assim, funcionam como ponderadores do ordenamento, produzindo um índice de prioridade (detalhe *ii*) que reflete tanto a atratividade de desempenho (maior adicionalidade potencial) quando a confiabilidade da estimativa (menor incerteza, detalhe *iii*) **b** — Outros resultados de modelos ecológicos, como o Habitat Quality do modelo InVEST podem ser acoplados em uma análise abrangente, que considera sinergias e trade-offs. No caso ilustrado na bacia do Arroio Grande (Venâncio Aires), o potencial de adicionalidade hidrológica se manifestou nas partes mais baixas da bacia, onde os lotes rurais são mais degradados. Por outro lado, a qualidade de habitat oferece um potencial de adicionalidade ecológica, pois vale mais a pena restaurar fragmentos de ecossistemas onde já está mais preservado. Essa dicotomia entre prioridades resulta em uma análise de perdas e ganhos (trade-offs), onde os melhores lotes localizam-se em uma fronteira de pareto.

## 4.6 Resumo do capítulo

5125 Neste capítulo, articulei a aplicação dos princípios da Economia Ecológica na gestão de bacias hidrográficas, apresentando uma mudança de paradigma que considera as bacias não apenas como recursos exploráveis, mas como uma forma de capital natural com limites inerentes. A discussão se concentra no equilíbrio sustentável do uso de recursos, enfatizando o papel essencial dos serviços naturais, especialmente dos serviços hidrológicos, no suporte ao bem-estar humano. Ao adotar métodos de valoração econômica e promover o uso de instrumentos econômicos de uso do solo, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), este capítulo objetivou delinear estratégias para aprimorar a gestão das bacias hidrográficas, destacando a importância do rigor científico no planejamento ambiental.

5135 ■ **A ecologia implica um mundo finito.** O modelo de Economia Ecológica é introduzido como uma ruptura com os paradigmas econômicos tradicionais, enfatizando que a natureza não deve ser vista apenas como um recurso a ser explorado, mas como capital natural com limites inerentes. Diferentemente da economia neoclássica, que frequentemente ignora esses limites, a economia ecológica coloca a sustentabilidade ecológica em primeiro plano, incentivando estratégias que mantêm as funções dos ecossistemas enquanto apoiam o bem-estar humano. Essa abordagem inclui o reconhecimento das externalidades, especialmente em contextos de bacias hidrográficas onde os usuários de terras a montante impactam os usuários de água a jusante.

5145 ■ **Capital natural implica uma escala ótima.** O capital natural, como as florestas nas bacias hidrográficas, é posicionado como essencial para fornecer serviços naturais que sustentam a vida humana. O capítulo argumenta que há uma escala ótima de uso de recursos que garante a regeneração do capital natural. Aplicado às bacias hidrográficas, esse conceito exige um equilíbrio entre o uso da água para agricultura, necessidades urbanas e conservação. Exceder esses limites naturais coloca em risco a capacidade do ecossistema de fornecer serviços como água limpa, controle de inundações e retenção de sedimentos.

5155 ■ **Escapando da tragédia.** Bens comuns, como recursos de acesso livre, são vulneráveis ao uso excessivo e à degradação — uma dinâmica descrita como *a tragédia dos comuns*. Em uma bacia hidrográfica, práticas a montante (ex., desmatamento, poluição) podem criar externalidades negativas para os usuários a jusante, levando a conflitos e degradação. Instrumentos econômicos como programas de PSA para bacias hidrográficas podem ajudar a promover a conservação em áreas a montante além das exigências legais, protegendo assim a qualidade e disponibilidade da água para as comunidades a jusante.

5160 ■ **Contabilização natural.** O uso de estruturas como a Classificação Internacional Comum de Serviços dos Ecossistemas (CICES) e a Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB) permite a categorização e valoração sistemática dos serviços naturais. Os serviços das bacias hidrográficas são divididos em seções de provisão, regulação e culturais, cada uma com valores utilitários distintos. Métodos de valoração são enfatizados como ferramentas para demonstrar a importância econômica dos serviços das bacias hidrográficas, fornecendo informações para a tomada de decisões e incentivando o apoio público e privado para os esforços de conservação.

5170 ■ **A aplicação de diretrizes científicas.** Entre outros, o princípio da adicionalidade é central para os programas de PSA, assegurando que os incentivos resultem em benefícios ambientais além do que ocorreria sem a intervenção. Ao comparar cenários com e sem práticas de conservação, a adicionalidade potencial quantifica o impacto do PSA na fase de planejamento, garantindo transparência e eficácia na obtenção de metas de conserva-

ção. Métricas explícitas e mensuráveis permitem o monitoramento dos processos para inferir a adicionalidade real durante a fase operacional.

- 5175 ■ **Vantagens do modelo PLANS.** O modelo PLANS, baseado no TOPMODEL, é destacado por sua capacidade de simular processos em bacias hidrográficas com detalhes espaciais, incorporando dados topográficos, de solo e de cobertura do solo. Essa abordagem de alta resolução permite que o PLANS avalie a adicionalidade ao nível da parcela, auxiliando na priorização de áreas para conservação. Diferentemente de outros modelos, o PLANS integra tanto o detalhamento conceitual quanto a precisão espacial, proporcionando percepções detalhadas sobre os impactos das mudanças no uso do solo, avaliando trade-offs e incertezas, possibilitando ações de conservação melhor direcionadas dentro dos programas de PSA.
- 5180

## Glossário

**abstração** Processo de idealização que busca remover os fatores e aspectos supostamente irrelevantes do sistema alvo, deixando apenas a sua essência. 35, 43

**Altura Sobre a Drenagem Mais Próximas (HAND)** Índice topográfico que representa a altura de um ponto em relação ao canal de drenagem mais próximo. Calculado pela diferença entre a altitude local e a altitude da drenagem mais próxima, o HAND é utilizado para mapear áreas úmidas e identificar riscos de inundação. É uma ferramenta valiosa para modelagem hidrológica e geoprocessamento, permitindo a representação da topografia em relação às redes de drenagem. 101

**amostragem exaustiva** Também denominado de força-bruta, consiste em uma estratégia de amostragem do espaço paramétrico a partir da enumeração de todas as possibilidades após uma discretização uniforme. 56

**amostragem por Hipercubo Latino** Estratégia de amostragem estatística utilizada para gerar conjuntos de pontos amostrais em um espaço de alta dimensão de maneira eficiente, garantindo que cada dimensão seja igualmente representada em todas as partes do seu intervalo, o que melhora a cobertura e a representatividade das amostras em relação aos métodos de amostragem aleatória simples. 57

**analogia** Comparação entre dois ou mais objetos, enfatizando seus aspectos supostamente similares. Analogia é utilizada em modelagem para idealizar sistemas em termos de outros sistemas mais palpáveis que supostamente possuem a mesma estrutura matemática. 7, 25, 34–37, 39, 67, 122

**antropocentrismo** Visão que coloca o ser humano como centro de todas as decisões e objetivos, focando nas necessidades e interesses humanos como fundamentais em qualquer análise ou ação. 112, 134

**antroposfera** Parte da biosfera que abrange o ambiente construído e habitado pelos humanos, onde recursos naturais são transformados para atender às necessidades da sociedade. 118–126, 130, 132

**análise de sensibilidade** Técnica de diagnóstico de modelos que busca entender como o sistema modelado responde diante de mudanças nos seus elementos, tais como fluxos de entrada e valores de parâmetros. 56, 57

**análise multicritério** Método de avaliação que considera múltiplos critérios para tomada de decisão, aplicável a políticas ambientais e sustentabilidade. 134

**assinatura geoquímica** Concentração solutos que permite identificar ou rotular a origem da água desde o seu processo de difusão do solo e nas rochas. 85

**assinatura isotópica** Concentração de isótopos que permite identificar ou rotular a origem da água desde o seu processo de fracionamento térmico na atmosfera. 82, 83, 86



- atrator estranho** Conjunto de estados em um sistema dinâmico que, apesar de caótico, possui uma estrutura geométrica definida e atrai as trajetórias do sistema, caracterizando um comportamento ordenado dentro do caos. 41
- atratores** Conjunto de comportamentos finais, estáveis ou não, verificado na solução de um dado sistema de equações diferenciais, a depender do valor dos parâmetros e das condições iniciais. 40
- auto-organização** Capacidade de um sistema de se organizar e regular sem intervenção externa, como ocorre em ecossistemas naturais. 125
- aversão ao risco** Tendência de evitar mudanças que possam resultar em perdas ambientais ou econômicas significativas. 135
- bacia de ordem zero** Região de encostas e terrenos mais altos da paisagem onde ocorre a interação da precipitação com a vegetação, solos e rochas, produzindo as respostas hidrológicas observadas a jusante, nos rios. Também denominada de **bacia de vertente**. 65, 69, 106
- bayesianismo objetivo** Corrente da epistemologia bayesiana que defende que a distribuição anterior deve ser definida de forma a se observar o princípio da indiferença. 12, 13
- bayesianismo subjetivo** Corrente da epistemologia bayesiana que defende que qualquer distribuição anterior é válida, desde que não se viole o princípio do probabilismo. 12, 13
- bem-estar humano** Condição de satisfação e qualidade de vida de um indivíduo ou grupo, que o utilitarismo procura maximizar através de ações que promovam o prazer e reduzam a dor. 113, 120, 122, 123, 125, 130, 133, 134
- benefício econômico** Benefícios monetários ou de bem-estar derivados dos serviços naturais, que contribuem para a qualidade de vida humana. 124, 128, 130
- biocentrismo** Abordagem ética que reconhece o valor intrínseco de todas as formas de vida, defendendo o direito das espécies de existir. 134
- biosfera** Camada da Terra que abrange todos os ecossistemas e seres vivos, trocando energia e matéria com o ambiente físico e fundamental para a economia ecológica. 118–122, 125, 126, 130, 132
- caos determinístico** Sensibilidade extrema produzida por não-linearidades em sistemas dinâmicos, geralmente associada às condições iniciais. Assim, o sistema caótico evolui de forma altamente instável, oscilando entre diversos estados finais. Erros de arredondamento podem amplificar esse efeito ainda mais, ainda que a origem do processo seja a própria formulação matemática. 40, 42, 61
- capacidade de campo**  $v_{\max}$  Nível máximo de armazenamento de água capilar na zona vadosa. 69, 71, 82, 83
- capacidade de infiltração**  $f_{\max}$  Fluxo máximo potencial de infiltração decorrente das características da superfície do solo. 68, 70–72, 74, 75, 77, 80
- capacidade de interceptação**  $c_{\max}$  Nível máximo de armazenamento de água no dossel da vegetação antes da produção de chuva efetiva. 68, 69, 95
- capacidade de retenção superficial**  $s_{\max}$  Nível máximo de armazenamento nas depressões superficiais.. 68, 70, 73, 95, 97

- capacidade explicativa** Habilidade dos modelos hidrológicos de fornecer uma compreensão dos processos físicos que geram o escoamento. Inclui a capacidade de descrever como e por que ocorrem os fenômenos hidrológicos observados, além de apenas prever resultados. 87, 88, 116, 118, 169
- capacidade institucional** Habilidade de uma instituição em administrar recursos e implementar políticas de maneira eficaz e sustentável. 128
- capacidade preditiva** Habilidade dos modelos hidrológicos de prever o comportamento do escoamento com base em dados de entrada, como precipitação. Refere-se à precisão e confiabilidade das previsões fornecidas pelo modelo. 61, 87, 116, 169
- capital antropogênico** Estruturas materiais e sociais construídas pelos seres humanos para produzir bens e serviços que geram bem-estar. 122–125
- capital natural** Recursos e serviços naturais da biosfera que fornecem benefícios diretos ou indiretos para o bem-estar humano, como água, ar limpo, solos férteis e ciclos biogeoquímicos. 122–125, 127, 129, 134, 135
- chuva direta**  $q_{se}$  Fluxo superficial que é produzido em razão da incidência de chuva sobre solo saturado. Pode ser generalizado, mas ocorre com mais frequência em áreas úmidas ripárias. Comum em encostas convergentes, que forçam o afloramento do lençol freático. Tido como uma resposta rápida. 74, 79–81, 86
- chuva efetiva**  $p_s$  Fluxo de chuva que atinge a superfície do solo após a saturação do dossel da vegetação. 69–73, 80, 96, 97
- chuva excedente**  $p_x$  Fluxo de chuva em excesso que superou a capacidade de infiltração do solo. 70, 72, 73, 80
- ciclo hidrológico** Fluxo circular da água no Planeta Terra, energizado pela radiação solar. A evaporação transfere a água superficial para a atmosfera. Essa água retorna para a superfície na forma de precipitação de chuva, orvalho e neve. 34, 48, 63, 65, 69, 70, 89, 91, 92, 120, 124, 130, 133
- ciência normal** Conceito articulado por Thomas Kuhn que se refere ao período histórico em que uma dada comunidade científica compartilha o mesmo paradigma. A ciência normal tender a acabar em uma crise que é seguida da revolução imposta pelo advento de um novo paradigma. 22, 23, 30, 68
- compartimentalização hidro-ecológica** Conceito da separação da água na zona vadosa entre aquela amplamente absorvida pelas radículas das plantas, ocupando os microporos do solo, e aquela que é rapidamente drenada (exfiltração e recarga), nos macroporos do solo. 86
- compartimentalização hidro-geoquímica** Conceito da separação em múltiplas escalas dos tempos de residência da água nos poros da zona freática, criando uma diversidade de assinaturas geoquímicas da água. 86
- comunidade científica** As pessoas que exercem a Ciência na prática em um dado período da História. Pode ser a totalidade de cientistas ou um subconjunto específico de alguma área do conhecimento. Thomas Kuhn argumenta que durante certos períodos históricos a comunidade científica é caracterizada por compartilhar um paradigma. 22, 23, 28, 30, 68, 73, 74, 84, 91, 92
- condicionamento** [sinônimo de condicionalização] Aplicação do Teorema de Bayes sobre uma hipótese, de forma a se atualizar o seu grau de convicção. Pode ser realizado em etapas sucessivas, à medida que novas evidências são obtidas. xii, xiv, 11, 12, 14–16, 27, 28, 30

- condições de umidade antecedentes** conjunto de condições iniciais do sistema na véspera de um evento de chuva. 70
- condutividade hidráulica**  $K$  Fluxo máximo potencial da percolação da água na zona freática de um aquífero. 69, 70, 78, 99
- consuntivo** Uso de recursos que resulta em sua transformação ou consumo irreversível, como na queima de combustível. 135, 136
- contexto da descoberta** Perspectiva da Filosofia da Ciência que se trata do problema de entender a mudança de teorias na História. 21–23
- contexto da justificação** Perspectiva da Filosofia da Ciência que se trata do problema da justificação da verdade de teorias. 21, 23, 37
- crescimento econômico** Expansão do valor agregado aos bens e serviços em uma economia. Na visão neoclássica, implica aumento da utilidade e do bem-estar; na economia ecológica, está limitada pelos recursos naturais finitos e suas leis físicas. 114, 117, 120
- curva de crescimento exponencial** Gráfico que representa um aumento acelerado do nível de um compartimento ao longo do tempo, geralmente resultante da dominância de fluxos de entrada sobre os fluxos de saída associada à existência de laços de reforço (retroação positiva) sobre esses fluxos. 46
- curva de decaimento exponencial** Gráfico que representa uma queda abrupta do nível de um compartimento ao longo do tempo, geralmente resultante da dominância de fluxos de saída sobre os fluxos de entrada associada à existência de laços de reforço (retroação positiva) sobre esses fluxos. 46, 71
- curva de recessão** Curva de esvaziamento da zona freática exibida pelo hidrograma de um rio ao longo de uma estiagem (escoamento de base). 71, 77, 99
- curva de sobrecarga e colapso** Gráfico típico de sistemas com dois compartimentos principais, onde um compartimento é drenado pelo outro, gerando um padrão de crescimento acelerado seguido por uma queda abrupta dos níveis quando os recursos acabam. 47
- curva logística** Gráfico que representa a alternância entre a dominância de laços de reforço e laços de equilíbrio, demonstrando um crescimento (ou decaimento) inicialmente rápido mas que depois acaba se estabilizando em um patamar em função de efeitos de equilíbrio. 40, 46, 47
- curva-chave** Relação funcional entre o nível e a vazão de um rio ou canal em uma determinada seção. Em geral, a seguinte função potência é utilizada:  $Q = a(h - h_0)^b$ , em que  $Q$  é a vazão;  $h$  é o nível, e;  $a$ ,  $b$  e  $h_0$  são os parâmetros ajustados pelos dados observados. 13, 18
- custo de oportunidade** Sacrifício dos serviços e recursos naturais decorrente da expansão do capital antropogênico sobre a biosfera. 122, 124, 126, 136
- custo de transação** Despesas associadas à negociação de um recurso, incluindo a busca por informações, fiscalização e aplicação de contratos. 129
- cálculo hedônico** Método proposto por Bentham para avaliar moralmente uma ação, considerando fatores como intensidade e duração do prazer ou dor que ela pode causar, visando quantificar o bem-estar gerado. 113
- dados de entrada** Dados de entrada são informações ou valores fornecidos a um modelo para processamento ou análise, servindo como base para gerar resultados ou simular o comportamento do sistema sob estudo. 26, 34, 48, 51, 88, 95, 104

- depreciação** Deterioração dos recursos ou capital antropogênico devido ao uso e ao passar do tempo. 124
- desenvolvimento sustentável** Crescimento econômico equilibrado dentro dos limites impostos pela biosfera, visando a preservação do capital natural para futuras gerações. 121, 124, 129, 132
- desutilidade marginal** Perda incremental de utilidade resultante da redução do capital natural à medida que a antroposfera se expande. 122
- diagnóstico de modelos** Conjunto amplo de técnicas aplicadas para se avaliar a adequação de um modelo diante de diversos aspectos. Na Dinâmica de Sistemas, John Sterman lista os seguintes diagnósticos: adequação da fronteira; adequação da estrutura; consistência dimensional; distribuição dos parâmetros; estudos comparativos; erro de integração; condições extremas; análise de sensibilidade; comportamentos anômalos; adequação empírica; surpresas, e; impactos positivos. 34, 54
- diagrama de laços causais** Diagrama de laços causais, na dinâmica de sistemas, é uma ferramenta visual que representa as relações de causa e efeito entre as variáveis de um sistema, destacando como as mudanças em uma variável influenciam outras através de laços de reforço e laços de equilíbrio. 43
- Dinâmica de Sistemas** Dinâmica de Sistemas é uma abordagem de modelagem e análise que utiliza retroações, níveis, fluxos e atrasos para compreender o comportamento de sistemas complexos ao longo do tempo, ajudando a identificar e prever padrões de comportamento e suas causas subjacentes. xii, 34, 42, 43, 45–48, 50–52, 54, 55, 57, 59, 61, 67, 86–89, 91, 92, 94, 95, 104, 106–108, 118
- distorções de mercado** Fatores que impedem o mercado de alocar recursos de forma eficiente, como falta de informação, especulação ou monopólios, que desviam o funcionamento ideal dos mercados. 116
- dossel da vegetação C** Folhas e ramos das plantas que atuam como um compartimento ou reservatório que armazena água pela tensão superficial antes da chuva atingir a superfície do solo. 69
- dualidade ciência-gestão** Característica da Hidrologia de existir em uma interface entre investigação teórica sobre a natureza e a solução prática de impasses sociais, ambientais e econômicos. 64, 93
- déficit capilar  $D_v$**  Capacidade de armazenamento potencial de água capilar na zona vadosa. 71
- déficit de armazenamento** Disponibilidade de armazenamento de um compartimento que possui uma capacidade máxima. 50
- déficit gravitacional  $D$**  Capacidade de armazenamento potencial de água gravitacional na zona vadosa ou profundidade efetiva do lençol freático. 69, 96, 97
- Ecologia** Ciência que estuda as relações entre os organismos e seu ambiente, analisando a dinâmica de populações, ecossistemas e processos biofísicos, essencial para a economia ecológica na avaliação de impactos ambientais. 117
- Economia** Ciência que estuda a alocação de recursos escassos entre diferentes objetivos, implicando escolhas e decisões sobre o uso desses recursos. Exemplo: destinação de água para agricultura ou geração de energia. 111–113, 117, 118, 120, 134

**Economia Ecológica** Abordagem econômica que integra considerações ecológicas e termodinâmicas, enfatizando a sustentabilidade e criticando o crescimento econômico ilimitado em um planeta finito. 114, 117, 119, 120, 123, 126, 133

**efeito de regularização** Estabilização do fluxo de água no tempo, minimizando variações extremas e garantindo a disponibilidade por mais tempo. 53

**efeitos de compensação** Discrepâncias internas nos modelos hidrológicos causadas por balanços de massa impostos nos compartimentos do modelo. Esses efeitos podem levar a resultados irreais, pois os balanços de massa podem mascarar processos físicos subjacentes, comprometendo a precisão das simulações. 88

**eficiência de Pareto** Situação em que os recursos são alocados de forma que nenhuma melhoria é possível sem piorar a condição de pelo menos uma pessoa, indicando uma distribuição eficiente segundo a teoria marginalista. 115

**empirismo** Corrente filosófica que defende a que a origem de todo conhecimento é a experiência empírica, ou seja, observações sobre o mundo externo à mente. Essa corrente faz oposição ao racionalismo. 7, 9, 17, 24

**encostas convergentes** Encostas em que a drenagem superficial e subterrânea direcionam-se para uma única região, geralmente produzindo áreas úmidas ripárias. 81, 91

**encostas divergentes** Encostas em que a drenagem superficial e subterrânea espalham-se para direções diferentes, evitando a formação de áreas úmidas ripárias. 79, 81

**enxurrada**  $q_{si}$  Fluxo superficial e generalizado que é produzido em razão da capacidade de infiltração do solo relativamente inferior ao fluxo de chuva efetiva. 6, 49, 68–74, 76–78, 80, 81, 83, 86, 89

**equação de balanço** Equação diferencial que estabelece que a variação em um nível decorre do efeito líquido resultante das taxas de fluxo de entrada e de saída. 44, 49

**equação do erro total** Equação que inclui todas as fontes de erros em um modelo, tanto estatísticas quanto epistêmicas. 26, 28, 88

**equações auxiliares** Equações empregadas na programação de sistemas dinâmicos (modelo procedural) com o objetivo de desagregar em etapas mais fáceis de serem compreendidas por seres humanos. 45

**equações suplementares** Equações empregadas na programação de sistemas dinâmicos (modelo procedural) com o objetivo de capturar informações importantes mas que não fazem parte do sistema modelado em si, como estatísticas de variáveis. 45

**erro de arredondamento** Diferença entre o valor numérico exato e o valor aproximado que resulta do arredondamento de um número, causado pelas limitações de precisão na representação dos números em sistemas computacionais. 40

**erro de comensurabilidade** Incerteza epistêmica decorrente da diferença entre escalas no tempo e no espaço dos processos observados e os processos modelados. 26, 88, 94

**erro de medição** Incerteza estatística decorrente da medição de evidências empíricas. 26

**erro de truncamento** Diferença entre o valor exato de uma função ou cálculo matemático analítico e sua aproximação resultante do método numérico empregado para calcular o valor em um ambiente computacional. 44–46

**erro dos dados de entrada** Incerteza estatística e epistêmica associada aos dados utilizados para a configuração do modelo. Por exemplo: dados de chuva apresentam incerteza estatística da medição e a incerteza epistêmica da sua interpolação espacial. 26

**erro estrutural do modelo** Incerteza epistêmica associada aos conceitos teóricos e aos procedimentos computacionais empregados em um dado modelo. 26

**erro observacional efetivo** Superposição do erro de medição e o erro de comensurabilidade, representando a incerteza que o modelo deve ser submetido para se avaliar a sua adequação empírica. 26–28

**escala conceitual** Nível de análise que serve como ponte entre a escala natural dos processos hidrológicos e a escala observacional das evidências empíricas, representando os processos e interações hidrológicas de maneira estruturada no modelo. 93, 94, 107

**escala global** Nível de análise que avalia o comportamento agregado e integrado do sistema hidrológico como um todo, considerando todas as suas partes e interações em uma perspectiva macroscópica. 90, 92, 94, 97, 102

**escala local** Nível de análise que foca em elementos infinitesimais do solo, permitindo uma representação detalhada e precisa dos processos hidrológicos em pequenas áreas ou unidades, facilitando a descrição dos fenômenos hidrológicos em uma perspectiva microscópica. 54, 90, 92, 94–97, 99, 100, 102, 104, 122

**escala natural** Nível de análise que refere-se às velocidades características reais exibidas pelos processos hidrológicos na natureza, incluindo o tempo de vida de eventos intermitentes, períodos de eventos anuais e tendências em processos estocásticos de longa duração. 93, 94

**escala observacional** Nível de análise relacionado à escala das observações empíricas na modelagem hidrológica, incluindo aspectos como extensão dos dados, resolução entre amostras e intervalo de integração das amostras. 93, 94

**escalonamento** Processo de transferir informações entre diferentes escalas espaciais e temporais na modelagem hidrológica, envolvendo a adaptação de dados e parâmetros de uma escala para outra para garantir a consistência e precisão dos modelos. 93–95, 97, 104, 108

**escalonamento ascendente** Processo de transferência de informações de escalas menores para escalas maiores na modelagem hidrológica, frequentemente realizado por meio de médias ou somas em uma extensão espacial ou temporal específica. 95

**escalonamento descendente** Processo de transferência de informações de escalas maiores para escalas menores na modelagem hidrológica, que geralmente envolve métodos não-triviais e hipóteses auxiliares que consideram a heterogeneidade dos processos hidrológicos em diferentes escalas, incluindo o uso de co-variáveis (indicadores). 95, 96, 100, 101, 104

**escoamento de base**  $Q_g$  Fluxo de saída ou esvaziamento da zona freática, geralmente tido como uma resposta lenta da bacia hidrográfica. 71, 79, 81

**escoamento superficial por excesso de infiltração** Fluxo superficial e generalizado que é produzido em razão da capacidade de infiltração do solo relativamente inferior ao fluxo de chuva efetiva. Sinônimo de **exurrada**. 67, 70

**escoamento translacional**  $Q_{gt}$  Fluxo de água da zona freática produzido pela pressurização súbita das franjas capilares nas zonas ripárias, onde o lençol freático está próximo da superfície. Tido como uma resposta rápida. 74, 79, 80, 85



**espaço de possibilidades** Conjunto de possibilidades gerado entre hipóteses e evidências na epistemologia bayesiana. Para se aplicar a matemática das probabilidades sobre esse conjunto, é preciso que as possibilidades sejam *mutuamente excludentes* (não podem ser verdadeiras ao mesmo tempo) e *conjuntamente exaustivas* (pelo menos uma delas é verdadeira). 10–12

**espaço paramétrico** Espaço paramétrico é o conjunto de todas as combinações possíveis dos parâmetros de um modelo ou sistema, utilizado para explorar e analisar como diferentes valores de parâmetros afetam o comportamento e os resultados do sistema. Em geral, o espaço paramétrico apresenta N-dimensões, em que N são o número de parâmetros. 56, 57

**esteira hedônica** Conceito que descreve a tendência dos seres humanos de retornar a um nível de bem-estar estável, mesmo após experiências positivas ou negativas, limitando o aumento sustentável da felicidade. 113

**estrutura biofísica** Componentes físicos dos ecossistemas que proporcionam a base para o fornecimento de serviços naturais, como florestas e zonas úmidas. 130

**estrutura causal** Estrutura causal, na dinâmica de sistemas, refere-se ao conjunto de relações de causa e efeito que determinam o comportamento de um sistema ao longo do tempo, incluindo retroações e fluxos entre os compartimentos do sistema. 43

**exclusividade** Característica que permite que apenas um agente econômico use o recurso em determinado momento. 127, 128

**exfiltração**  $q_{ss}$  Fluxo de nascentes efêmeras localizadas na base de encostas, decorrentes da rápida passagem da água por horizontes orgânicos com grande quantidade de macroporos. Comum em florestas. Tido como uma resposta rápida. 74–76, 78, 80, 81, 84, 91

**externalidade** Impacto de uma ação econômica sobre o bem-estar de outros, sem que esse impacto seja refletido no custo ou benefício do agente. 126, 128

**falseabilidade** Capacidade de uma teoria ser demonstrada falsa a partir da experiência empírica (observações e experimentos). Uma teoria falseável não é *necessariamente* falsa, mas *pode* ser considerada falsa de evidências empíricas. No racionalismo crítico, essa capacidade é o critério de demarcação para uma teoria ser considerada científica. 7, 19, 20

**Fisicalismo** Doutrina ontológica que postula que tudo o que existe é material e pode ser descrito pelas leis da física, sendo uma visão de mundo alinhada com o Realismo Científico e a economia ecológica. 117, 118

**fluxo circular de valor de troca** Modelo neoclássico que representa a circulação contínua de bens e serviços entre empresas e domicílios, sustentado pela troca de valor monetário, com o objetivo de maximizar a utilidade. 116

**fluxo de atravessamento** Fluxo linear de matéria e energia pela antroposfera, consumindo recursos e gerando resíduos; conceito central na economia ecológica para ilustrar o impacto ambiental das atividades econômicas. 120, 122, 124, 125

**fluxo máximo** Maior fluxo possível definido pela restrição física de um determinado compartimento. 50, 69, 70, 105, 107

**fluxo potencial** Fluxo calculado de saída ou de entrada que potencialmente altera o nível de um compartimento na simulação de um sistema dinâmico. O fluxo precisa ser confrontado diante das restrições físicas impostas (geralmente conservação e não-negatividade). 50

- fluxo real** Fluxo que de fato influencia o nível de um compartimento na simulação de um sistema dinâmico. 50
- fracionamento térmico** Mudança da concentração de isótopos causada pelas trocas de fase da água (evaporação e condensação). A água de uma chuva qualquer apresenta uma assinatura isotópica diferente da água do oceano (e outras chuvas) em razão da sua trajetória de fracionamento térmico. 83
- franja capilar** Região na zona vadosa que exhibe déficit capilar nulo em razão da proximidade com a zona freática, de onde ocorre a sucção da água livre. 81
- fronteira do sistema** A fronteira do sistema, na dinâmica de sistemas, define os limites do que é incluído ou excluído em uma análise de sistema, especificando até quais compartimentos apresentam efeitos causais relevantes sobre o sistema, sem serem considerados fatores externos. 43, 48
- função de ativação** Hipótese formal sobre como que a ativação de um reservatório se desenvolve à medida que a saturação ocorre. 105, 107
- função de distribuição** Método ou função utilizada na modelagem hidrológica para distribuir ou ajustar parâmetros ou variáveis de uma escala maior para uma escala menor, ou vice-versa. Essa função auxilia na transferência de informações entre diferentes níveis de detalhamento espacial, garantindo que as características locais sejam adequadamente representadas no modelo. 95, 97
- função de escalonamento** Função matemática que define como as informações são transferidas entre diferentes escalas na modelagem hidrológica, determinando a forma de agregação ou distribuição de parâmetros e variáveis para manter a consistência e precisão do modelo. 95, 96, 99, 101
- função objetivo** Expressão matemática que define a variável (ou conjunto de variáveis) a ser maximizado ou minimizado em um problema de otimização. 57
- funções ambientais** Capacidades de um ecossistema para realizar atividades que podem ser úteis para os seres humanos, como a regulação de inundações. 130
- grau de convicção** Conceito central na epistemologia bayesiana que decorre da ideia de que o conhecimento não é uma questão de tudo ou nada, mas que apresenta sutilezas entre o verdadeiro e o falso. Esse conceito pode ser considerado uma probabilidade sob certas circunstâncias. 9–13, 15, 19, 21, 30
- heterogeneidade espacial** Variabilidade ou diversidade na distribuição espacial de características hidrológicas, como solos, cobertura vegetal, topografia e propriedades hidrodinâmicas. A heterogeneidade espacial influencia significativamente a resposta hidrológica de uma bacia, exigindo que os modelos hidrológicos consigam representar essa diversidade para simular com precisão os processos de escoamento e infiltração. 95, 100
- heurística** Conjunto de técnicas de solução de problemas que não garantem uma solução ótima ou racional, mas são suficientes para atingir os propósitos práticos da tomada de decisão. O principal exemplo é a solução de problemas por tentativa e erro. 25
- Hidrograma Unitário** Resposta linear mínima de uma bacia hidrográfica. Respostas complexas podem ser construídas a partir do hidrograma unitário a partir da convolução. 86
- Hidrologia** Ciência natural que estuda o ciclo hidrológico em sua fase terrestre nos continentes. 34, 36, 43, 59, 61, 63–65, 67–69, 74, 81, 82, 85, 92, 104, 105, 108

- hilomorfismo** Teoria ontológica de cunho holístico professada por Aristóteles, que estabelece que todas as coisas são compostas tanto de matéria quanto de forma. 38
- hipótese** Enunciado universal em estágio probatório para ser alçado ao *status* de teoria a partir da sua confirmação ou corroboração. 8–13, 19, 21, 25, 26, 28, 30, 33, 36, 37, 49, 54, 86, 92, 95, 96, 98, 100–102, 107
- hipótese de dois mundos** Hipótese testável sobre a compartimentalização hidro-ecológica proposta por Jeffrey McDonnell. Um mundo da água seria a água das plantas (água verde) e o outro mundo seria a água dos rios (água azul). 86
- hipóteses auxiliares** Conjunto de hipóteses necessárias para além da hipótese principal de um modelo. 26, 28, 33, 74, 95–100, 107, 116
- homologia** Analogia formal realizada na modelagem, sendo uma equivalência entre as estruturas matemáticas entre o sistema-alvo e o modelo. 36, 107
- horizonte orgânico O** Denominação genérica para a camada superior do solo com maior macroporosidade em função da ação da fauna flora do solo. 78
- Humanismo** Movimento filosófico que coloca o ser humano no centro das considerações éticas e existenciais, em contraste com a crença em divindades sobrenaturais. O humanismo é visto como a base para doutrinas como o Liberalismo, Socialismo e Fascismo, que interpretam o valor humano de maneiras distintas. 112, 113
- Idade da Diferenciação** Período entre 1970 até o presente em que a comunidade científica na Hidrologia busca estabelecer como diferentes ambientes apresentam mecanismos de resposta distintos, a depender das condições climáticas, topográficas e de uso do solo. 75
- Idade da Infiltração** Período entre 1930 e 1970 em que a comunidade científica na Hidrologia operou sob a normalidade do paradigma Hortoniano, que estabelecia a infiltração como o processo chave para explicar a alternância entre enchentes e estiagens dos rios. 68, 73, 74, 104
- idealismo** Concepção metafísica que faz oposição ao realismo. Nessa perspectiva, que pode ter interpretações ontológicas ou epistemológicas, a realidade é entendida como um produto subjetivo da mente. 24
- idealização** Procedimento fundamental empregado para construir modelos, ou seja, construir as representações de forma que o modelo seja mais palpável e compreensível que o sistema alvo propriamente dito. 35, 36, 90
- idealização Aristotélica** (Ver abstração). Método de idealização que faz uso da abstração, um processo que busca remover os fatores e aspectos supostamente irrelevantes do sistema alvo, deixando apenas a sua essência. 35
- idealização Galileana** Método de idealização que aplica distorções controladas que poderiam ser incrementalmente removidas para se atingir assintoticamente o comportamento final do sistema alvo. 35
- imperativo categórico** Princípio moral kantiano que orienta decisões éticas, defendendo que ações sejam tomadas como se fossem leis universalizáveis. 134
- imperativo existencial** Objetivo fundamental dos seres vivos de manter a própria existência, implicando decisões para garantir condições de sobrevivência, como obtenção de alimento e abrigo, independente de considerações éticas. 112

**incerteza empírica** Componente científico das incertezas no processo de tomada de decisão em políticas baseadas em evidências. Consiste no conjunto de incertezas epistêmicas e estatísticas sobre o estado do mundo. Outras componentes não-empíricas são: incerteza ética e incerteza política. 6

**incerteza epistêmica** Conceito geral que se refere às diversas incertezas não-estatísticas existentes no processo de modelagem. Ao contrário da incerteza estatística, que se refere às informações disponíveis, a incerteza epistêmica está associada às informações indisponíveis. 26, 135

**incerteza estatística** Incerteza decorrente do ruído aleatório existente nos dados observados. Esse tipo de incerteza apresenta características estatísticas estacionárias que podem ou não ser estruturadas com viés, heteroscedasticidade e auto-correlação. De uma forma ou de outra, essa incerteza pode ser modelada por distribuições de probabilidade. 9, 26

**incomensurabilidade teórica** Conceito articulado por Thomas Kuhn que se refere ao problema de comunicação intelectual entre teorias sob diferentes paradigmas. Dois paradigmas são fundamentalmente diferentes de maneira que é precária a comparação entre seus conceitos (mesmo que apresentem o mesmo nome e mesmo símbolo matemático). 23

**inequação de encapsulamento** Inequação utilizada para se testar se um modelo é empiricamente aceitável. Os resultados simulados do modelos devem ser encapsulados pelas bandas de incerteza das observações (erro observacional total) com um nível de confiança pré-definido (critério de rejeição). 28

**inferência analógica** Raciocínio não-dedutivo e não-indutivo que conclui que um dado objeto  $O_1$  possui a propriedade  $P_1$  de um objeto  $O_2$  em razão do compartilhamento de outras propriedades. 35, 37, 61

**inferência dedutiva** Raciocínio lógico que estabelece a verdade de um dado enunciado a partir de premissas antecedentes. A verdade do enunciado consequente só é garantida desde que suas premissas antecedentes sejam também verdadeiras. 8, 30, 88, 106, 169

**inferência indutiva** Raciocínio empírico baseado em uma generalização ou extrapolação que estabelece um enunciado universal a partir de observações enunciados singulares. A verdade do enunciado universal não é garantida, mas apresenta graus de probabilidade. 8, 9, 23, 30

**inferência à melhor explicação** [sinônimo de abdução] Raciocínio não-dedutivo que busca definir a hipótese que melhor explica as evidências empíricas. 25

**infiltração**  $f$  Fluxo da água superficial para o interior da matriz do solo. 69, 72

**infraestrutura verde** Sistemas de vegetação urbana, como parques e áreas arborizadas, que oferecem benefícios ambientais e sociais. 132

**instrumentalismo** Corrente da Filosofia da Ciência radicalmente empirista que faz oposição ao realismo científico. Essa corrente defende que o objetivo da Ciência é produzir teorias que sejam adequadas empiricamente e apenas isso. Seu argumento é que adequação empírica não implica uma descrição verdadeira da realidade. 6, 24

**instrumentos baseados em mercados** Políticas que criam mercados de créditos e permissões para recursos naturais, como o comércio de carbono, incentivando a eficiência na alocação de recursos. 128

**instrumentos de comando e controle** Regulações impostas pelo Estado para gerenciar o uso dos recursos naturais, como normas de emissão e zoneamento. 127, 128

- instrumentos econômicos** Ferramentas de política pública que usam incentivos financeiros para influenciar comportamentos de conservação e uso sustentável. 128
- interceptação** Fluxo inicial de enchimento do dossel da vegetação com água da chuva. 35, 47, 64, 67
- isomorfismo estrutural** Conceito articulado por Ludwig von Bertalanffy para sustentar a Teoria Geral dos Sistemas, sendo analogia formal (homologia) observada em diferentes fenômenos. 39, 45
- laço de equilíbrio** Retroação que age tanto sobre fluxos de entrada quanto de saída, reduzindo o valor desse fluxo à medida, levando a uma situação que tende a um estado de equilíbrio com ou sem oscilações. 46, 47
- laço de reforço** Retroação que age tanto sobre fluxos de entrada quanto de saída, aumentando o valor desse fluxo, o que pode resultar em comportamentos exponenciais (crescimento ou decaimento). 46
- Lei de Darcy** Princípio que descreve a vazão de água em meio poroso. Estabelece que a vazão é diretamente proporcional à área da seção transversal da tubulação e à diferença de potencial hidrostático, e inversamente proporcional ao comprimento da tubulação. Matematicamente, é expressa como  $\mathbf{u} = -K \nabla \Phi$ , onde  $\mathbf{u}$  é a velocidade darciana,  $K$  é a condutividade hidráulica, e  $\nabla \Phi$  é o gradiente de potencial hidrostático. 89, 90, 96, 97
- limiar de ativação** Nível mínimo necessário para que a conectividade da rede de drenagem (canais ou poros) de um reservatório possa iniciar a transmissão de água. 106
- limite catastrófico** Ponto em que a degradação ambiental acarreta impactos quase irreversíveis, podendo desencadear um colapso do sistema ecológico. 122, 123
- limite da futilidade** Ponto em que a expansão do capital antropogênico gera uma utilidade marginal nula ou negativa, tornando-se diretamente prejudicial ao bem-estar. 123
- limite econômico** Ponto em que o benefício incremental da expansão da antroposfera se iguala ao sacrifício incremental do capital natural, além do qual a expansão se torna anti-econômica. 120, 122, 123, 125
- Macroeconomia** Ramo da economia focado na análise de fenômenos econômicos em larga escala, como crescimento econômico, inflação e desemprego, abrangendo a economia nacional e global. xii, 114, 116, 118–120, 123
- macroporosidade** Rede de poros que armazenam e conduzem água em proporção muito superior do que se considerada a porosidade aparente da matriz do solo. Maior em solos orgânicos estruturados, com presença de fauna e flora (bioturbação). Comum em rochas alteradas, com a presença de fraturas e demais estruturas geológicas. 74, 77, 78, 92
- malha computacional** Estrutura de discretização espacial utilizada em métodos numéricos para simular processos hidrológicos. Consiste em uma divisão do domínio espacial em elementos ou células, que podem ser regulares ou irregulares, facilitando a aplicação de técnicas como o método de diferenças finitas ou elementos finitos para resolver as equações que descrevem os processos físicos. 91, 92, 94, 96
- mercadorias** Bens e serviços com valor de troca em mercados, cuja demanda e oferta são determinadas por fatores econômicos, como a utilidade marginal e a escassez. 117
- Microeconomia** Ramo da economia que estuda o comportamento de consumidores e produtores individuais, explorando como suas decisões influenciam preços e alocação de recursos em mercados específicos. 113, 114, 116, 120, 123, 127

**modelo** Lorem ipsum dolor sit amet, consectetur adipiscing elit. Cras erat elit, consequat vel erat ac, tincidunt pulvinar lacus. Pellentesque vitae consectetur quam. Interdum et malesuada fames ac ante ipsum primis in faucibus. xii, xiv, 6, 7, 13–18, 20, 21, 26–28, 32–37, 40–57, 59, 61, 66, 67, 72–76, 83, 85–92, 94–97, 99–105, 107, 108, 115–120, 130, 133

**modelo conceitual** Representação formalizada e simplificada dos processos identificados no modelo perceptual. Este modelo envolve a criação de hipóteses e a adoção de suposições para abstrair os processos complexos da realidade de forma palpável e objetiva, frequentemente utilizando-se de formulações matemáticas. 33, 34, 48, 51–53, 56, 61, 67, 71, 74

**modelo de cascata de serviços naturais** Modelo proposto para descrever o fluxo dos serviços naturais da natureza até seu valor para a sociedade, passando por etapas como função, serviço, benefício e valor. 129, 130

**modelo de compartimentos** Modelo de compartimentos, na dinâmica de sistemas, é uma técnica de modelagem que divide um sistema em diferentes setores, onde cada compartimento representa uma quantidade (nível) acumulada de uma variável específica, e as taxas de fluxo entre esses compartimentos descrevem as mudanças ao longo do tempo. 43, 46

**modelo de Kalinin-Miyukov-Nash** Modelo hidrológico que representa a resposta de uma bacia hidrográfica como uma rede de reservatórios organizados em série, conhecida como cascata. Utiliza uma distribuição Gama para parametrizar o hidrograma, incorporando parâmetros como o volume do hidrograma ( $\nu$ ), o número efetivo de reservatórios ( $n$ ) e o tempo de residência médio dos reservatórios ( $k$ ). Desenvolvido independentemente por Kalinin & Miyukov (1957) e Nash (1958). 87

**modelo digital de elevação (MDE)** Representação digital da superfície terrestre que captura a topografia de uma área específica, utilizada em geoprocessamento e modelagem hidrológica para derivar características como declividade, área de drenagem e índices topográficos de saturação. 97

**modelo empiricamente aceitável** Modelo que apresenta resultados simulados que satisfazem as observações empíricas com um nível de confiança pré-estabelecido. 28

**modelo estatístico** Um modelo estatístico é uma teoria específica sobre o comportamento matemático dos dados, sem vínculos teóricos sobre os fenômenos subjacentes. 20, 21, 54

**modelo perceptual** Também denominado modelo mental, consiste na representação subjetiva e altamente pessoal de um sujeito sobre o sistema-alvo (objeto). 33, 34, 48, 52, 53, 55, 61, 68–73, 77, 81, 105

**modelo procedural** Representação prática de um modelo conceitual em um programa de computador, onde as equações e conceitos do modelo conceitual são traduzidos em código, permitindo simulações e previsões de fluxos e níveis baseadas em dados de entrada a partir da aplicação de tensões em circuitos eletrônicos. 33, 34, 45, 51, 55, 56, 61, 100

**modelos analógicos** Representações são baseadas em uma analogia com o sistema alvo, preferencialmente envolvendo sistemas com supostamente a mesma estrutura matemática (analogia formal). 61

**modelos baseados em agentes** Modelos baseados em agentes são sistemas de simulação computacional que utilizam entidades autônomas, com comportamentos e interações individuais, para estudar fenômenos complexos e emergentes em diversas áreas, como economia, biologia e sociologia. 41, 43, 116



**modelos baseados em dados** Modelos hidrológicos que se concentram na análise e previsão de dados observacionais, utilizando técnicas como redes neurais artificiais. Buscam maximizar a capacidade preditiva (capacidade preditiva), mas podem comprometer a capacidade explicativa (capacidade explicativa) dos processos hidrológicos, muitas vezes tratando a bacia hidrográfica como uma caixa-preta. 87

**modelos baseados em processos** Modelos hidrológicos que representam os processos físicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Permitem a simulação do comportamento da bacia mesmo sem observações empíricas, oferecendo uma base teórica para a geração de escoamento e possibilitando a inferência dedutiva dos processos hidrológicos. 87, 88

**modelos de escala** Representações que são literalmente cópias do sistema alvo em uma escala adequada para manipulações humanas, seja escala reduzida ou aumentada. 35, 36, 88

**modelos distribuídos** Modelos hidrológicos que representam os processos hidrológicos em uma malha espacial detalhada, permitindo a simulação de variações locais em parâmetros e fluxos. Esses modelos são capazes de capturar a heterogeneidade espacial e fornecer resultados mais precisos em escalas locais, porém geralmente requerem maior capacidade computacional. 92

**modelos empiricamente equivalentes** Modelos diferentes mas que apresentam resultados simulados que não apresentam desvios significativos diante do erro observacional total. Nesse caso, não existe razão empírica para favorecer um modelo de outro, pelo menos em relação à hipótese principal dos modelos. 27, 28

**modelos exploratórios** Modelos utilizados na pesquisa científica como ferramentas para investigar e desenvolver novas hipóteses, especialmente úteis em áreas onde as teorias estabelecidas são insuficientes ou inexistentes, permitindo a exploração de possibilidades teóricas e potenciais explicações. 37, 93

**modelos fisicamente embasados** Modelos hidrológicos baseados em leis físicas fundamentais, como a conservação de massa, momento e energia. Diferem dos modelos sistêmicos ao utilizar representações contínuas de campos vetoriais para simular os processos hidrológicos, permitindo uma descrição mais detalhada e teoricamente consistente do comportamento da bacia hidrográfica. 89, 92, 93, 96

**modelos mentais** Denotação da dinâmica de sistemas para os modelos subjetivos e pessoais ainda em um estágio inicial do processo de modelagem. 32, 33, 55, 59, 101

**modelos minimalistas** Modelos simplificados ao extremo, usados para entender fenômenos complexos através da redução ao essencial, permitindo o foco em aspectos fundamentais sem a complicação de detalhes excessivos. 37

**modelos preditivos** Modelos hidrológicos utilizados para resolver questões práticas específicas, focados na previsão de eventos hidrológicos sob condições determinadas. Esses modelos aplicam parâmetros condicionados por observações empíricas em contextos específicos de tempo e espaço para gerar previsões em situações distintas. 93

**modelos semi-distribuídos** Modelos hidrológicos que utilizam uma abordagem intermediária entre modelos totalmente distribuídos e modelos agregados. Esses modelos dividem a bacia hidrográfica em unidades de resposta hidrológica, permitindo uma representação mais detalhada do que os modelos agregados, mas com menor complexidade computacional que os modelos distribuídos. 95, 104

**Método *Curve Number* (CN)** Método empírico para se estimar o balanço hídrico em bacias hidrográficas desenvolvido pelo Soil Conservation Service durante os anos 1950. 72

- método de custo de reposição** Método que calcula o valor utilitário de um serviço com base no custo de sua substituição por alternativas artificiais. 136
- método de custo de viagem** Método que estima o valor utilitário de áreas naturais com base nos custos incorridos pelos visitantes para acessar essas áreas. 136
- método de custo evitado** Método de valoração que considera os custos evitados pela presença de um serviço natural, como proteção contra enchentes. 136
- método de diferenças finitas** Técnica numérica utilizada para resolver equações diferenciais parciais, empregada na simulação de escoamentos transientes em meios porosos. Este método discretiza o domínio espacial em uma malha regular, permitindo a aproximação das derivadas envolvidas nas equações físicas. 91
- método de elementos finitos** Técnica numérica utilizada para resolver equações diferenciais parciais em domínios complexos, empregando uma malha computacional irregular. Permite uma representação mais flexível da geometria do domínio e é particularmente útil na simulação de escoamentos transientes em meios porosos com geometrias variadas. 91
- método de Euler** Técnica simples de integração numérica usada para resolver equações diferenciais ordinárias, onde se aproxima a solução ao avançar em pequenos passos, utilizando a derivada conhecida para estimar o valor da função no próximo ponto a partir do valor atual. 45, 50, 51, 61
- método de precificação hedônica** Método que utiliza a variação dos preços de bens, como imóveis, para inferir o valor de atributos ambientais. 136
- método de valoração contingente** Método que utiliza pesquisas para obter a disposição a pagar dos indivíduos pela conservação de um recurso natural. 136
- método do custo de mitigação ou restauração** Método que avalia o valor utilitário de um serviço natural com base nos custos necessários para restaurá-lo após a degradação. 136
- nascentes efêmeras** Pontos e manchas na paisagem onde ocorre o afloramento de pequenos aquíferos suspensos, formados em horizontes orgânicos mais superficiais de solo, ocorrendo a contribuição da exfiltração na resposta rápida dos rios (enchente). 73, 75, 76, 93
- nascentes perenes** Pontos e manchas na paisagem onde ocorre o afloramento do aquífero livre principal de uma bacia, ocorrendo a contribuição do escoamento de base na resposta lenta dos rios (estiagem). 75
- Naturalismo** Teoria filosófica que sustenta que a realidade é composta apenas de elementos naturais, sem elementos sobrenaturais, e que qualquer explicação sobre o universo deve vir do próprio mundo natural. 112
- não-consuntivo** Uso de recursos sem que haja transformação ou consumo direto, como atividades de lazer em áreas naturais. 135, 136
- nível de ativação** Equivalente a limiar de ativação. 105, 107
- nível de fragmentação** Parâmetro que regula a velocidade ativação na equação de saturação. Quanto maior a fragmentação, mais amortecida é a ativação do reservatório. O valor do nível de fragmentação é o valor do reservatório correspondente à metade da velocidade máxima de ativação. 107

**objetivo supremo** Propósito fundamental, na perspectiva utilitarista, de maximizar o bem-estar e minimizar o sofrimento para o maior número possível de indivíduos. 112, 113, 116, 117, 120, 134

**paradigma** Conceito articulado por Thomas Kuhn que se refere ao conjunto de soluções exemplares para problemas de pesquisa, ou seja, um sistema de teorias, instrumentos e práticas auxiliares que resolvem muito bem certos problemas amplamente aceitos e são promissores para resolver problemas controversos em aberto com grande apelo competitivo. xii, 22, 23, 25, 27, 28, 30, 34, 38, 39, 42, 51, 56, 61, 68, 73–75, 80–82, 86, 87, 89, 95, 104–106, 108, 114, 117, 118, 121, 123, 130, 134

**paradoxo da água velha** Dificuldade de se explicar a rápida mobilização e a alta prevalência de água velha nos rios diante da precipitação de água nova, assim como a diversidade de assinaturas geoquímicas da água velha. 82, 85, 105, 106, 108

**paradoxo do valor** Diferença entre o valor de uso e o valor de troca de bens, como a água e os diamantes, onde itens essenciais podem ter um valor de mercado menor que itens de luxo devido à sua abundância. 115

**parâmetros** Valores fixos de coeficientes que definem as características e comportamentos dos elementos e processos dentro de um modelo. Eles são usados para ajustar as relações e funções do sistema, determinando a resposta e a dinâmica do sistema sob diferentes condições. 13–16, 18, 20, 26, 28, 40, 41, 44, 46, 51–53, 55–57, 61, 67, 69, 87–89, 91, 93, 95, 96, 99, 100, 103

**pegada ecológica** Medida de impacto ambiental que calcula a quantidade de recursos naturais consumidos e o espaço necessário para absorver resíduos. 134

**permissão de uso** Autorização formal emitida pelo Estado para o uso de um recurso natural, regulando o acesso e a quantidade de uso permitida. 128

**políticas baseadas em evidências** Conceito de políticas públicas que buscam suporte total ou parcial em evidência objetivas para guiar a tomada de decisão e alocação de recursos. 101

**ponto de não-retorno** Limiar crítico em que uma mudança ambiental se torna irreversível, levando a uma transformação significativa no ecossistema. 135

**pontos de alavancagem** Pontos de alavancagem, na dinâmica de sistemas, são locais estratégicos dentro de um sistema complexo onde uma pequena mudança em um aspecto pode levar a mudanças significativas no comportamento do sistema, tornando-os cruciais para intervenções eficazes e mudanças sistêmicas. 42, 53, 61

**positivismo lógico** Movimento filosófico empirista do início do século XX, também chamado de empirismo lógico. 9

**premissas de negligência** Conceito introduzido por Musgrave (1980), que consiste em ignorar fatores causais sabidamente importantes durante o processo de abstração, ou seja, quando a abstração termina apresentando um modelo com falsidades conhecidas. 35, 74, 89

**preço** Quantidade monetária atribuída a um bem ou serviço em mercados, sendo um indicativo da sua escassez e utilidade marginal. 115, 117, 136

**primeira lei da termodinâmica** Princípio da conservação de energia e matéria, afirmando que ambos não podem ser criados nem destruídos, apenas transformados. Implica a impossibilidade de crescimento material infinito. 118, 120

**princípio da condicionalização** Princípio utilizado na epistemologia bayesiana para atualizar os graus de convicção em hipóteses a partir das evidências. Para manter a concordância com o princípio do probabilismo, a condicionalização implica em zerar, escalonar e normalizar os valores das probabilidades atualizadas. 11, 12

**princípio da conservação** Princípio utilizado na dinâmica de sistemas para a aplicação de equações de balanço sobre compartimentos, que geralmente se refere a conservação de massa ou de energia (sistemas físicos). 44

**princípio da indiferença** Princípio adotado pela corrente objetiva do bayesianismo que estabelece que o grau de convicção em duas ou mais hipóteses deve ser igual desde que não existam razões para o contrário. Ou seja, diante da ignorância completa, a distribuição anterior deve ser uniforme. 11, 12

**princípio da insensibilidade temporal** Orientação de John Sterman, no âmbito da dinâmica de sistemas, de que os resultados de simulações de modelos não devem ser sensíveis ao passo de tempo empregado na integração numérica, independentemente do método adotado. 45, 56

**princípio da irredutibilidade computacional** O princípio da irredutibilidade computacional afirma que, para muitos sistemas complexos, não existe um atalho ou método simplificado que permita prever seu comportamento futuro mais rapidamente do que a própria execução passo a passo do sistema. 40

**princípio da precaução** Princípio que recomenda medidas preventivas em face da incerteza sobre os riscos ambientais. 135

**princípio da uniformidade** Suposição de que as mesmas regularidades naturais observadas empiricamente no passado serão as mesmas a serem observadas no futuro. Ou seja, de que a natureza é previsível a partir de seu passado, que nenhuma mudança arbitrária ocorrerá em suas leis (por exemplo, a Terra simplesmente parar de girar). 8

**princípio da utilidade marginal decrescente** Conceito que indica que a utilidade de consumir unidades adicionais de um bem tende a diminuir à medida que o consumo total aumenta. 115

**princípio do probabilismo** Princípio utilizado na epistemologia bayesiana para tratar os graus de convicção como probabilidades. Ele apresenta três axiomas: a não-negatividade; a normalização, e; a aditividade. 10, 12

**probabilidade anterior** Probabilidade que de a hipótese  $H$  é verdadeira antes de considerar a probabilidade de que a evidência favorável  $E$  é verdadeira. Denotada como  $P(H)$ . 10, 12, 56

**probabilidade posterior** Probabilidade que de a hipótese  $H$  é verdadeira depois de considerar a probabilidade de que a evidência favorável  $E$  é verdadeira. Denotada como  $P(H|E)$ . 10, 12, 14

**problema da demarcação** Dificuldade de estabelecer a diferença entre uma teoria científica de uma teoria apenas metafísica, que se baseia apenas em abstrações puras. 19

**problema da depleção simultânea** Dificuldade de se aplicar equações de balanço com o método de Euler diante de múltiplos fluxos de saída que drenam o nível de um compartimento. Uma solução consiste em calcular um rateio proporcional entre os fluxos individuais se o fluxo total de saída for maior que o próprio nível no passo de tempo simulado. 50

**problema da dimensionalidade** Dificuldade de se explorar espaços paramétricos com alta dimensão, demandando capacidades computacionais exorbitantes para se executar as simulações em um intervalo de tempo razoável. 56, 100

**problema da equifinalidade** Notação de Keith Beven para a versão branda do problema da subdeterminação no caso de modelos numéricos ambientais. A subdeterminação dos modelos ocorre porque as informações sobre os processos modelados são incompletas, fato que garante a existência de estruturas de modelos que são empiricamente equivalentes, ou equifinais. 25, 30, 53, 88

**problema da escala** Refere-se às dificuldades surgidas quando a escala representada pelo modelo hidrológico difere da escala das observações empíricas. Essa discrepância pode levar à introdução de erros nos resultados do modelo, tornando-os incomensuráveis ou incompatíveis com as evidências observadas. 88, 91, 93, 104, 107, 108, 124

**problema da indução** Também chamado de **problema da indução de Hume**. Argumento circular inválido que surge da justificação do conhecimento indutivo pelo princípio da uniformidade, pois evoca o próprio conhecimento indutivo para se sustentar. 8, 17, 25

**problema da justificação** Dificuldade de se estabelecer a verdade de um determinado conhecimento ou teoria. 7, 17, 24

**problema da regressão infinita** Dificuldade de se estabelecer a origem última do conhecimento lógico ou racional, tendo em vista que todas as premissas precisam ser deduzidas de outras premissas mais primordiais, fato que leva a um encadeamento infinito (ou circular) de premissas. 8, 23

**problema da reprodutibilidade** Problema típico de modelos de sistemas dinâmicos apontado por John Sterman, quando os modelos são dificilmente utilizáveis além de seus próprios desenvolvedores. 59

**problema da subdeterminação** Dificuldade de garantir que as evidências observadas determinem a verdade de uma teoria sem que existam outras teorias empiricamente equivalentes. 7, 24–27, 39, 88

**problema das saídas congestionadas** Dificuldade de se aplicar equações de balanço com o método de Euler diante de fluxos de saída que alimentam outros compartimentos que podem eventualmente estar saturados. Uma solução consiste em computar tanto o fluxo máximo e potencial antes da definição do fluxo real. 50

**problema de integração numérica** Dificuldade de se obter valores exatos na solução das equações de balanço na simulação de sistemas dinâmicos em computadores digitais. Ver erro de truncamento. 44

**problema de representação** Dificuldade de construir um modelo que exerça a função semântica ou sintática de representar um sistema-alvo. 35

**problema de sobre-ajuste** Problema que emerge na calibração de modelos, quando um modelo é excessivamente ajustado às informações empíricas disponíveis, resultando em um comportamento inferior quanto novas observações empíricas são avaliadas. 27

**problema do livre acesso** Dilema econômico em que recursos comuns são sobreexplorados por falta de regulação, levando à degradação ambiental. 125–128

**problema do livre-arbítrio** Desafio filosófico que questiona a existência de escolhas autênticas em um universo determinista; no fisicalismo, decisões humanas seriam pré-determinadas, eliminando a ideia de agência. 118

- problema dos anteriores** Dificuldade de se justificar a definição inicial do grau de convicção em uma hipótese antes de obter qualquer evidência. Na epistemologia bayesiana, soluções para esse problema são propostas principalmente por duas abordagens: a objetiva e a subjetiva. 12, 13
- problema duro da consciência** Dificuldade filosófica de explicar a experiência subjetiva (consciência) apenas por processos físicos e sinápticos, um dos principais desafios do fisicalismo. 113, 118
- processo de calibração** Procedimento de ajuste dos parâmetros de um modelo para se aumentar o seu grau de confirmação diante das evidências empíricas. 27, 88, 89
- processo de saturação-ativação** Processo hidrológico que se manifesta em todas as escalas na Teoria da Conectividade. 105–107
- processos ecológicos** Processos naturais que sustentam funções ambientais, como a ciclagem de nutrientes e a infiltração de água. 130
- propriedade privada** Direito garantido por um Estado a um indivíduo ou organização, permitindo o uso exclusivo e a negociação de um recurso. 125–128
- racionalismo** Corrente filosófica que defende a superioridade da lógica dedutiva, intuitiva e inata ao conhecimento humano, para a justificativa da verdade de teorias. Essa corrente faz oposição ao empirismo. 7, 9, 17
- racionalismo crítico** Corrente filosófica racionalista proposta por Karl Popper que estabelece a falseabilidade como critério de demarcação de teorias científicas. Nessa visão, o poder das evidências empíricas está em justificar, por lógica dedutiva, a falsidade de teorias (nunca a verdade). Por exemplo, basta apenas um único cisne negro para que a teoria de que todos os cisnes são brancos seja considerada falsa. Enquanto não são refutadas, as teorias são apenas corroboradas pelas evidências. 17, 19
- realismo** Concepção metafísica que admite a existência da realidade objetiva, ou seja, que a realidade não depende de ninguém para observá-la. 24, 25
- realismo científico** Corrente da Filosofia da Ciência que defende a tese de que o propósito da Ciência é providenciar teorias que são descrições verdadeiras da realidade. 9, 24, 25, 30
- realismo pragmático** Denominação proposta por Keith Beven para o realismo implícito corrente entre os usuários de modelos ambientais. Nessa filosofia, se aceita que os modelos providenciam representações aproximadas da realidade e que podem melhorar à medida que novas tecnologias tornam-se disponíveis. 6, 24, 27, 34
- recarga  $q_v$**  Fluxo vertical (percolação) de água que transfere água da zona vadosa para a zona freática. Também denominada de percolação última. 69, 71, 77, 79, 81, 86, 96, 97, 99
- recursos abióticos** Recursos inorgânicos da natureza, como água e minerais. 124
- recursos bióticos** Recursos biológicos que dependem de processos vivos para sua formação e renovação, como plantas e animais. 124
- recursos comuns** Recursos de acesso aberto, como o ar e os oceanos, que todos podem utilizar, mas que exigem gestão para evitar sobreuso. 125, 127, 128
- recursos congestionáveis** Recursos que permitem uso simultâneo até certo ponto, como estradas ou praias, onde o uso excessivo leva ao congestionamento. 127



- recursos de estoque-fluxo** Recursos que são consumidos materialmente no processo produtivo, como petróleo e madeira. 124, 125, 127
- recursos de fundo-serviço** Recursos que fornecem utilidade sem serem consumidos materialmente, como solo fértil, infraestrutura e energia. 124, 125, 127
- recursos exclusivos** Recursos cuja utilização é garantida para um único usuário por meio de propriedade ou concessão. 127
- recursos minerais** Elementos extraídos da crosta terrestre que não são renováveis, como ouro, cobre e petróleo. 124
- recursos naturais** Elementos da natureza que podem ser utilizados direta ou indiretamente para beneficiar o ser humano, como água, minerais e ar. 122, 123, 131
- recursos negociáveis** Recursos que podem ser trocados no mercado, facilitando a alocação de acordo com a oferta e demanda. 127
- recursos não renováveis** Recursos que se formam em escalas de tempo geológicas, como petróleo e minerais. 124
- recursos não-rivais** Recursos que podem ser utilizados simultaneamente por múltiplos agentes, como a radiação solar. 127
- recursos recicláveis** Materiais que podem ser processados para reutilização, reduzindo o consumo de recursos virgens. 124
- recursos renováveis** Recursos que podem ser regenerados naturalmente em um período relativamente curto, como água e madeira. 124, 129
- recursos reutilizáveis** Recursos que podem ser usados mais de uma vez sem perda significativa de qualidade, como metais recicláveis. 124
- recursos rivais** Recursos que não podem ser consumidos por mais de um usuário ao mesmo tempo, como alimentos e combustíveis. 127
- regionalização** Processo de adaptar e aplicar modelos hidrológicos desenvolvidos para uma região específica a outras regiões com características diferentes, envolvendo a generalização de parâmetros e processos do modelo para se adequar às novas condições geográficas e hidrológicas. 95
- reservatório linear** Compartimento que exhibe um fluxo de saída diretamente proporcional ao seu nível:  $Q_t = S_t/k$ , em que  $Q$  é o fluxo de saída do reservatório no tempo  $t$ ;  $S$  é o nível do reservatório no tempo  $t$ , e;  $k$  é o tempo de residência médio do reservatório. 36, 49, 71
- resposta hidrológica** Forma como os fluxos de saída de uma bacia hidrográfica (escoamento) se manifestam diante dos fluxos de entrada (chuva). Em geral, a separação entre respostas rápidas (enchentes) e respostas lentas (estiagens) é nítida. 47, 48, 52, 61, 66, 71, 72, 74, 87, 88, 104
- retroação** Sinônimo de retroalimentação. Tradução de *feedback*. Laço de informação que recursivo que atua sobre um sistema. Pode ser positivo, reforçando um dado processo, ou negativo, estabilizando um dado processo. 22, 38, 40, 43, 44, 46, 50, 61
- rivalidade** Característica de um recurso que impede o uso simultâneo por múltiplos usuários. 127

- segunda lei da termodinâmica** Lei que afirma que a entropia em um sistema isolado tende a aumentar, implicando que a energia se degrada e o trabalho útil se torna cada vez mais difícil de ser realizado. 118, 120, 124
- serviço ecossistêmico** Benefícios que os ecossistemas fornecem para o bem-estar humano, englobando provisão, regulação, suporte e serviços culturais. 131
- serviço natural de controle de pragas** Controle de populações de pragas por predadores e parasitas naturais, reduzindo a necessidade de pesticidas. 130
- serviço natural de polinização** Serviço ecossistêmico em que os polinizadores ajudam a reprodução de plantas, essencial para a produção agrícola. 130
- serviço natural de regulação climática** Serviço ecossistêmico que contribui para a regulação do clima por meio de processos como o sequestro de carbono e a transpiração de plantas. 130
- serviços ambientais** Atividades humanas ou naturais que favorecem a manutenção e melhoria dos serviços ecossistêmicos. 131, 132
- serviços naturais** Serviços proporcionados pelo capital natural, como polinização, controle climático e purificação da água. 122–125, 129–136
- serviços naturais culturais** Benefícios intangíveis fornecidos pela natureza, como o lazer e a inspiração cultural. 125, 130, 132, 135, 136
- serviços naturais de provisão** Recursos materiais diretos fornecidos pela natureza, como alimentos e água. 125, 129, 132, 135, 136
- serviços naturais de regulação e manutenção** Processos naturais que regulam condições ambientais, como a purificação da água e a regulação climática. 125, 132, 135, 136
- serviços naturais de suporte** Serviços ecossistêmicos essenciais para o funcionamento dos ecossistemas, como a produção de oxigênio e a formação do solo. 132
- serviços naturais do solo** Serviços proporcionados pelo solo, incluindo a sustentação de plantas, retenção de água e ciclagem de nutrientes. 130
- serviços naturais específicos de biomas** Serviços naturais com características específicas de diferentes biomas, como florestas tropicais ou oceanos. 130
- serviços naturais gerais** Serviços naturais comuns a diferentes ecossistemas, como a regulação climática e a formação do solo. 130
- similaridade entre escalas** Capacidade de conversão entre as escala real de um sistema alvo e a escala de um modelo reduzido ou aumentado. A similaridade em geral não é completa, sendo válida apenas em determinados aspectos (ex: é similar geometricamente, mas não em termos de densidade ou resistência). 36, 88
- similaridade hidrológica** Condição em que diferentes regiões ou unidades hidrológicas exibem comportamentos hidrológicos semelhantes, permitindo que possam ser agrupadas ou tratadas de maneira uniforme em modelos hidrológicos. A similaridade hidrológica é utilizada para simplificar a modelagem distribuída, agrupando áreas com respostas hidrológicas homogêneas. 95, 100
- simulações de Monte Carlo** Método numérico em que são realizadas inúmeras reamostragens estatisticamente equivalentes para se estimar o comportamento final de um modelo envolvendo variáveis aleatórias (ou seja, quando  $n \rightarrow \infty$ ). O nome Monte Carlo se refere a um cassino de Mônaco, em alusão ao fato de se realizar inúmeras jogadas para se fazer uma análise estatística robusta. 14, 15

- sistema** Entidade ontológica emergente definida por um conjunto de partes fundamentais que apresentam relações entre si. 5, 19, 22, 25–28, 33, 36–48, 50, 52–57, 59, 61, 68–71, 74, 75, 89, 90, 93, 100, 103, 106, 107, 114, 117–120, 123–125, 127, 128, 132, 134, 135
- sistema-alvo** Sistema real que um modelo supostamente busca representar, veiculando assim uma teoria ou hipótese sobre esse sistema. 35–37, 44, 48, 53–55, 61, 66, 94, 107, 117
- sistemas abertos** Sistema que é capaz de processar um fluxo de entrada e saída de matéria, energia e informação, contrastando com os sistemas fechados descritos pela termodinâmica clássica. 39, 88
- superfície separadora** Superfície que é criada pela transição de permeabilidade vertical entre horizontes de solo, separando o fluxo vertical em uma componente lateral. O conceito é generalizado pela teoria da conectividade. 105, 106
- taxa de renovação natural** Taxa máxima em que um recurso renovável pode ser extraído sem comprometer sua capacidade de regeneração. 124
- tempo de concentração** Parâmetro efetivo do tempo médio de resposta utilizado para se determinar o hidrograma unitário. 87
- tempo de detenção do aquífero  $g$**  Parâmetro característico do aquífero no caso de se assumir que a zona freática se comporta como um reservatório linear. 71, 75
- teorema de Bayes** Formulação matemática para a determinação da propabilidade posterior:  $P(H|E) = P(H) \cdot P(E|H) / P(E)$ , que significa Posterior = Anterior  $\times$  Verossimilhança  $\div$  Evidência. 10
- teorema do limite central** Teorema que estabelece o fato matemático que a média amostral de qualquer população apresenta distribuição normal. Não importa qual a distribuição da população (uniforme, normal, etc), a média obtida de amostras será normalmente distribuída. Esse fato acontece porque a média é uma soma, e em somas de números aleatórios os valores baixos amostrados tendem a compensar os valores altos, resultando em um padrão de sino invertido parecido com a distribuição normal. 14
- teoria** Enunciado universal (ou sistema de enunciados) que estabelece definitivamente a verdade de um fenômeno. 7–9, 17–25, 35–39, 44, 53, 55, 56, 59, 66, 68–71, 73, 74, 77, 80–84, 87, 88, 91, 92, 101, 103, 104, 106–108, 112–115, 117, 118, 131
- Teoria da Conectividade** Teoria unificadora da Hidrologia proposta por Jeffrey McDonnell e colegas para superar os problemas do paradigma da diferenciação, assim como endereçar o paradoxo da água velha. 105–108
- Teoria da Utilidade Marginal** Teoria econômica que explica os preços de mercado com base na utilidade adicional (marginal) obtida pelo consumo de unidades extras de um bem, decrescendo conforme o consumo aumenta. 114–116, 120, 122, 134
- Teoria do Nível de Adaptação** Teoria que sugere que estímulos constantes são ajustados mentalmente, tornando-se normais e exigindo novas variações para gerar a mesma sensação de prazer ou desprazer. 113
- topografia da soleira** Irregularidades no embasamento de rocha que estabelece o fundo relativamente impermeável do aquífero livre da zona freática. Essas irregularidades podem criar bolsões ou zonas estagnadas no aquífero. 84, 96, 105
- transições de permeabilidade** Mudanças na condutividade hidráulica efetiva observada entre diferentes horizontes de solo. Geralmente a condutividade hidráulica aumenta em horizontes mais superficiais em razão da macroporosidade. 78, 105

**transmissividade hidráulica** Propriedade hidrológica do solo que representa a capacidade do meio poroso de transmitir água por unidade de largura e profundidade. Equivalente à condutividade hidráulica por unidade de contorno lateral. 98

**unidades de resposta hidrológica** Segmentos ou blocos espaciais em uma bacia hidrográfica que representam regiões hidrológicas homogêneas em termos de resposta hidrológica, facilitando a modelagem semi-distribuída ao agrupar áreas com similaridade hidrológica. 95, 100, 102, 104, 108

**utilidade** Capacidade de uma ação, bem ou serviço de satisfazer as necessidades ou desejos de um indivíduo, sendo uma medida central na teoria utilitarista para avaliar o valor moral das escolhas. 113, 115–118, 120, 122, 123, 130, 133, 134, 136

**Utilitarismo** Corrente ética que avalia a moralidade das ações com base nas consequências, buscando maximizar o bem-estar e reduzir o sofrimento para o maior número de pessoas. 113, 114, 133, 134

**valor altruísta** Valor utilitário que reflete a preocupação com o bem-estar dos outros membros da geração atual. 134

**valor baseado em direitos** Valor não utilitário atribuído a recursos naturais com base em princípios éticos ou direitos inerentes de existência, não somente em utilidade. 134

**valor biofísico** Valor não utilitário de um recurso natural calculado com base em propriedades físicas, como energia ou materiais necessários para sua produção. 134

**valor das opções** Valor utilitário associado à preservação de um recurso para o uso futuro, considerando a incerteza sobre suas possíveis utilidades. 135

**valor de existência** Satisfação utilitária derivada simplesmente pelo conhecimento de que uma espécie ou ecossistema continua a existir. 134

**valor de legado** Valor utilitário atribuído à preservação de recursos para o benefício de gerações futuras. 134, 136

**valor de não-uso** Valor utilitário atribuído a um recurso ou serviço natural sem que haja necessidade de usá-lo diretamente, como o valor de preservação. 134

**valor de trabalho** Conceito marxista que define o valor de um bem com base no trabalho necessário para produzi-lo, contrapondo a teoria da utilidade marginal. 115

**valor de troca** Valor atribuído a um bem ou serviço em um contexto de mercado, refletindo o que ele pode ser trocado em termos monetários ou por outros bens. 115–118, 120, 122, 127, 130

**valor de uso** Valor intrínseco de um recurso com base em sua capacidade de atender necessidades ou desejos diretos, como a água para consumo humano. 115, 127, 130, 134–136

**valor de uso direto** Valor utilitário obtido pelo uso direto de um recurso, como a extração de madeira ou a visitação de um parque. 134, 135

**valor de uso futuro** Valor utilitário associado ao potencial uso futuro de um recurso natural, como a biodiversidade para futuras descobertas científicas. 135

**valor de uso indireto** Valor utilitário obtido indiretamente de um recurso, como o benefício da regulação climática por uma floresta. 134, 135

**valor econômico** Avaliação monetária de um serviço ou recurso natural, refletindo sua utilidade para a sociedade e sua importância para a tomada de decisões econômicas. 130, 133

**Valor Econômico Total** Soma de todas as formas de valor utilitário de um recurso, incluindo valor de uso e de não-uso. 134, 135

**valor intrínseco** Valor de um recurso ou serviço que existe independentemente de sua utilidade para os seres humanos. 134

**valor utilitário** Valor atribuído a um recurso com base na utilidade que proporciona aos seres humanos, geralmente mensurado em termos monetários. 133, 134

**valoração baseada em custos** Método que avalia o valor utilitário de um serviço ou recurso com base nos custos necessários para sua substituição ou manutenção. 136

**valoração baseada em funções de produção** Método que relaciona o desempenho dos serviços naturais com a produção de bens em mercados. 136

**valoração baseada em preços** Método que calcula o valor utilitário de um recurso a partir dos preços de mercado, ajustando para distorções quando necessário. 136

**valoração de mercado direta** Método que utiliza preços de mercado reais para estimar o valor utilitário de recursos e serviços naturais. 135, 136

**valoração de preferência declaradas** Método que estima o valor utilitário de recursos por meio de pesquisas com indivíduos em contextos simulados. 136

**valoração de preferências reveladas** Método que deduz o valor utilitário de um recurso a partir do comportamento em mercados relacionados indiretamente. 136

**valoração em grupos** Método que envolve discussões e consenso entre grupos para avaliar o valor de um serviço natural. 136

**valoração por escolhas modeladas** Método que modela escolhas hipotéticas para revelar preferências por diferentes aspectos de um recurso natural. 136

**variáveis exógenas** Variáveis exógenas, na dinâmica de sistemas, são fatores externos ao sistema modelado que influenciam seu comportamento, mas não são afetados pelas dinâmicas internas do próprio sistema. Elas são impostas de fora (forçantes externas) e permanecem constantes ou seguem um padrão predeterminado durante a simulação. 44, 46, 48, 51, 55

**verossimilhança** Probabilidade de que a evidência  $E$  é verdadeira depois de considerar a probabilidade da hipótese  $H$  ser verdadeira. Denotada por  $P(E|H)$ . 10, 12–14, 24, 27, 28, 57

**viés de engenharia** Tendência formadora da Hidrologia, que busca conhecimentos voltados para a solução de problemas práticos da sociedade. 64, 73

**viés fluvialista** Tendência hegemônica na Hidrologia de se estudar problemas essencialmente hidráulicos na escala das bacias hidrográficas, tais como a propagação de vazão nos canais de rios e a inundação das planícies adjacentes. 65, 66, 73, 87

**zona freática G** Matriz porosa de solo e rocha que armazena água em um aquífero livre sob pressão atmosférica. Também denominada de zona saturada. 69, 71, 81, 83, 84, 86

**zona vadosa V** Matriz porosa de minerais sólidos do solo que armazena água em filmes mantidos pela tensão superficial de suas partículas. Também denominada de zona insaturada. 69, 75, 78, 82, 86, 90, 91, 96, 100

**Ética** Ramo da Filosofia que investiga princípios e valores morais que orientam o comportamento humano, abordando o que é considerado certo, justo e moralmente adequado. 112, 113

**Índice Topográfico de Umidade (TWI)** Índice topográfico utilizado para estimar a umidade do solo com base na declividade do terreno e na área de drenagem. Calculado pela fórmula  $T_i = \ln(\alpha_i / \tan \beta_i)$ , onde  $\alpha_i$  é a área de drenagem local por unidade de contorno e  $\beta_i$  é a declividade local do terreno. O TWI ajuda a identificar áreas propensas à saturação e ao escoamento, sendo amplamente utilizado em modelos hidrológicos como o TOPMODEL. 96, 97

**água capilar V<sub>c</sub>** Água armazenada na zona vadosa que está presa pelas forças coesivas (tensão superficial) das partículas do solo. Essa água está mais acessível para a transpiração das plantas do que para a recarga da zona freática. 69, 77, 85, 86

**água gravitacional V<sub>g</sub>** Água armazenada na zona vadosa que é livre para percolar verticalmente para a zona freática pela ação da gravidade (recarga). 69, 77, 85, 86

**área de contribuição variável** Fenômeno de expansão e retração das áreas úmidas ripárias que produz uma contribuição variável de escoamento por chuva direta. A variação da área de contribuição pode ser tanto durante um evento de chuva quanto ao longo das estações do ano. 79–81, 95, 97

**áreas úmidas ripárias** Zonas em fundos de vale, próximos aos cursos d'água, onde ocorre frequentemente o afloramento do lençol freático. 73, 79, 80, 93, 95, 96, 99, 100, 103, 105, 107, 108

**índice de saturação** Indicador topográfico utilizado na modelagem hidrológica para representar a saturação do solo em uma determinada área. O índice de saturação relaciona características topográficas como declividade e área de drenagem para determinar a propensão de uma área a se tornar saturada durante eventos de chuva, sendo fundamental para a distribuição local do déficit de água no solo nos modelos hidrológicos. 97, 100, 102, 104



## Bibliografia

- [1] U. Nations, *The United Nations world water development report 2018: nature-based solutions for water* (The United Nations world water development report). United Nations Educational, Scientific e Cultural Organization, 2018, ISBN: 9789231002649.
- [2] Brasil, *Lei Nº 14.119, de 13 de Janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e altera as Leis n.os 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política.* 2021. URL: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm).
- [3] I. Possantti e G. Marques, «A modelling framework for nature-based solutions expansion planning considering the benefits to downstream urban water users,» *Environmental Modelling & Software*, vol. 152, p. 105 381, 2022, ISSN: 1364-8152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105381>.
- [4] I. Possantti, R. Barbedo, M. Kronbauer, W. Collischonn e G. Marques, «A comprehensive strategy for modeling watershed restoration priority areas under epistemic uncertainty: A case study in the Atlantic Forest, Brazil,» *Journal of Hydrology*, vol. 617, p. 129 003, fev. de 2023, ISSN: 00221694. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129003>.
- [5] L. A. Melsen, «It Takes a Village to Run a Model—The Social Practices of Hydrological Modeling,» *Water Resources Research*, vol. 58, n.º 2, e2021WR030600, 2022, e2021WR030600 2021WR030600. DOI: <https://doi.org/10.1029/2021WR030600>.
- [6] K. Beven, «Towards a coherent philosophy for modelling the environment,» *Proceedings of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 458, n.º 2026, pp. 2465–2484, 2002. DOI: [10.1098/rspa.2002.0986](https://doi.org/10.1098/rspa.2002.0986).
- [7] H. Daly, «Economics for a Full World,» *Great Transition Initiative*, jun. de 2015. URL: <https://greattransition.org/publication/economics-for-a-full-world>.
- [8] R. Descartes, P. Neves e D. Rosenfield, *Discurso do método*: (Coleção L&PM pocket). L&PM, 2008, ISBN: 9788525410979.
- [9] M. Ongaro e M. Andreoletti, «Non-Empirical Uncertainties in Evidence-Based Decision Making,» *Perspectives on Science*, vol. 30, pp. 305–320, 2 abr. de 2022, - Evidence-based policy<br/>- Scientific advice is limited to empirical uncertainty, ISSN: 15309274. DOI: [10.1162/posc\\_a\\_00416](https://doi.org/10.1162/posc_a_00416).
- [10] D. Kahneman, *Thinking, Fast and Slow*. Farrar, Straus e Giroux, 2011, ISBN: 9781429969352.
- [11] P. Markie e M. Folescu, «Rationalism vs. Empiricism,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Spring 2023, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2023.
- [12] W. Uzgalis, «John Locke,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Fall 2022, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2022.

- [13] P. Johnson-Laird, «Deductive reasoning,» *WIREs Cognitive Science*, vol. 1, n.º 1, pp. 8–17, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1002/wcs.20>. eprint: <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/wcs.20>. URL: <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wcs.20>.
- [14] A. D. Cling, «The Epistemic Regress Problem,» *Philosophical Studies: An International Journal for Philosophy in the Analytic Tradition*, vol. 140, pp. 401–421, 3 2008. DOI: [10.1007/s1](https://doi.org/10.1007/s1). URL: <https://about.jstor.org/terms>.
- [15] L. Henderson, «The Problem of Induction,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta, ed., Spring 2020, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2020.
- [16] F. L. d. Silveira, «A teoria do conhecimento de Kant: o idealismo transcendental,» *Caderno brasileiro de ensino de física*, vol. 19, pp. 28–51, 2002.
- [17] L. C. Weiss e M. Bräscher, «Organização do Conhecimento e Kant: Uma análise do Debate Epistemológico sobre Realismo e Idealismo,» *Informação, Memória e Tecnologia*, p. 48, 2017.
- [18] H. Lin, «Bayesian Epistemology,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Fall 2022, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2022.
- [19] J. Sprenger e S. Hartmann, *Bayesian Philosophy of Science*. Oxford University Press, ago. de 2019, ISBN: 9780199672110. DOI: [10.1093/oso/9780199672110.001.0001](https://doi.org/10.1093/oso/9780199672110.001.0001).
- [20] G. Box, *Robustness in the Strategy of Scientific Model Building*. Academic Press, 1979, pp. 201–236, ISBN: 0124381502. DOI: [10.1016/b978-0-12-438150-6.50018-2](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-438150-6.50018-2). URL: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-438150-6.50018-2>.
- [21] F. Graybill e H. Iyer, *Regression Analysis: Concepts and Applications* (An Alexander Kugushev book). Duxbury Press, 1994, ISBN: 9780534198695.
- [22] Y. Tian, G. J. Huffman, R. F. Adler et al., «Modeling errors in daily precipitation measurements: Additive or multiplicative?» *Geophysical Research Letters*, vol. 40, n.º 10, pp. 2060–2065, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/grl.50320>.
- [23] T. Reitan e A. Petersen-Øverleir, «Bayesian methods for estimating multi-segment discharge rating curves,» *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, vol. 23, pp. 627–642, 2009.
- [24] T. Morlot, C. Perret, A. C. Favre e J. Jalbert, «Dynamic rating curve assessment for hydrometric stations and computation of the associated uncertainties: Quality and station management indicators,» *Journal of Hydrology*, vol. 517, pp. 173–186, set. de 2014, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2014.05.007](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.007).
- [25] V. Wolfs e P. Willems, «Development of discharge-stage curves affected by hysteresis using time varying models, model trees and neural networks,» *Environmental Modelling & Software*, vol. 55, pp. 107–119, 2014, ISSN: 1364-8152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.021>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815214000310>.
- [26] K. R. Popper, *Os dois problemas fundamentais da teoria do conhecimento*. Editora Unesp, 2013.
- [27] K. R. Popper, *A lógica da pesquisa científica*. Editora Cultrix, 2004.
- [28] T. Kuhn e I. Hacking, *The Structure of Scientific Revolutions*. University of Chicago Press, 2012, ISBN: 9780226458144.

- [29] B. C. v. Fraassen, *The Scientific Image*. Oxford University Press, dez. de 1980, ISBN: 9780198244271. DOI: [10.1093/0198244274.001.0001](https://doi.org/10.1093/0198244274.001.0001). URL: <https://doi.org/10.1093/0198244274.001.0001>.
- [30] E. Agazzi, «The Truth of Theories and Scientific Realism,» em *Varieties of Scientific Realism: Objectivity and Truth in Science*, E. Agazzi, ed. Cham: Springer International Publishing, 2017, pp. 49–68, ISBN: 978-3-319-51608-0. DOI: [10.1007/978-3-319-51608-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51608-0_3). URL: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51608-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51608-0_3).
- [31] N. Cartwright, *How the Laws of Physics Lie* (Clarendon paperbacks). Clarendon Press, 1983, ISBN: 9780198247043.
- [32] B. Monton e C. Mohler, «Constructive Empiricism,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta, ed., Summer 2021, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2021.
- [33] K. Stanford, «Underdetermination of Scientific Theory,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Summer 2023, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2023.
- [34] D. Tulodziecki, «Underdetermination,» em *The Routledge Handbook of Scientific Realism*, J. Saatsi, ed. Taylor & Francis, 2017, pp. 60–71.
- [35] J. Saatsi, *The Routledge Handbook of Scientific Realism* (Routledge Handbooks in Philosophy). Taylor & Francis, 2017, ISBN: 9781351362900.
- [36] D. D. Hoffman, M. Singh e C. Prakash, «The Interface Theory of Perception,» *Psychonomic Bulletin and Review*, vol. 22, pp. 1480–1506, 6 dez. de 2015, ISSN: 15315320. DOI: [10.3758/s13423-015-0890-8](https://doi.org/10.3758/s13423-015-0890-8).
- [37] D. D. Hoffman, C. Prakash e R. Prentner, «Fusions of Consciousness,» *Entropy*, vol. 25, 1 jan. de 2023, ISSN: 10994300. DOI: [10.3390/e25010129](https://doi.org/10.3390/e25010129).
- [38] O. N., S.-F. K. e K. Belitz, «Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences,» *Science*, vol. 263, pp. 641–646, 5147 1994.
- [39] K. Beven, «A manifesto for the equifinality thesis,» *Journal of Hydrology*, vol. 320, pp. 18–36, 1-2 mar. de 2006, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2005.07.007](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.007).
- [40] K. Beven, «On the concept of model structural error,» *Water Science and Technology*, vol. 52, pp. 167–175, 6 2005. URL: <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/52/6/167/434056/167.pdf>.
- [41] K. Beven, «Facets of uncertainty: Epistemic uncertainty, non-stationarity, likelihood, hypothesis testing, and communication,» *Hydrological Sciences Journal*, vol. 61, pp. 1652–1665, 9 jul. de 2016, ISSN: 21503435. DOI: [10.1080/02626667.2015.1031761](https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1031761).
- [42] A. Tarantola, «Popper, Bayes and the inverse problem,» *Nature Physics*, vol. 21, pp. 492–494, 2006.
- [43] K. Beven, *Environmental Modelling: An Uncertain Future? An introduction to techniques for uncertainty estimation in environmental prediction*. Routledge, 2009, p. 329, ISBN: 0-203-93248-X.
- [44] G. R. Evenson, M. Kalcic, Y.-C. Wang et al., «Uncertainty in critical source area predictions from watershed-scale hydrologic models,» *Journal of Environmental Management*, vol. 279, p. 111 506, 2021, ISSN: 0301-4797. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111506>.
- [45] K. J. Beven, «On hypothesis testing in hydrology: Why falsification of models is still a really good idea,» *WIREs Water*, vol. 5, n.º 3, e1278, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/wat2.1278>.

- [46] D. H. Meadows, *Thinking in systems: A primer*. Chelsea Green Publishing, 2008.
- [47] J. Sterman, *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World* (McGraw-Hill Higher Education). Irwin/McGraw-Hill, 2000, ISBN: 9780072311358.
- [48] D. Meadows e C. of Rome, *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind* ((A Signet classic) pt. 1). Universe Books, 1974, ISBN: 9780876639016.
- [49] K. J. Beven, *Rainfall-runoff modelling: the primer*. John Wiley & Sons, 2011.
- [50] M. Hesse, «Models and Analogies,» em *A Companion to the Philosophy of Science*. John Wiley e Sons, Ltd, 2017, cap. 44, pp. 299–307, ISBN: 9781405164481. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781405164481.ch44>.
- [51] R. Frigg e S. Hartmann, «Models in Science,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta, ed., Spring 2020, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2020.
- [52] A. Musgrave, «‘UNREAL ASSUMPTIONS’ IN ECONOMIC THEORY: THE F-TWIST UNTWISTED,» *Kyklos*, vol. 34, n.º 3, pp. 377–387, 1981.
- [53] E. McMullin, «Galilean idealization,» *Studies in History and Philosophy of Science Part A*, vol. 16, n.º 3, pp. 247–273, 1985, ISSN: 0039-3681. DOI: [https://doi.org/10.1016/0039-3681\(85\)90003-2](https://doi.org/10.1016/0039-3681(85)90003-2). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0039368185900032>.
- [54] S. de Chadarevian, «Portrait of a discovery. Watson, Crick, and the double helix,» *Isis*, vol. 94, n.º 1, pp. 90–105, 2003. URL: <https://doi.org/10.1086/376100>.
- [55] F. L. M. Pereira, *Elaboração e construção de modelo físico de representação do vale a jusante da barragem de Canastra - RS*, Salão de Iniciação Científica (35. : 2023 nov. 6-10 : UFRGS, Porto Alegre, RS), Abstract published in event, Porto Alegre, RS, 2023. URL: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/269798>.
- [56] W. H. Shaw e L. R. Ashley, «Analogy and Inference,» *Dialogue*, vol. 22, n.º 3, pp. 415–432, 1983. DOI: [10.1017/S0012217300046588](https://doi.org/10.1017/S0012217300046588).
- [57] A. Gelfert, *How to do science with models: A philosophical primer*. Springer, 2016.
- [58] B. Rettler, «Quantification in the Ontology Room,» *Dialectica*, vol. 73, n.º 4, pp. 563–585, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1746-8361.12286>.
- [59] C. Witt, «Hylomorphism in Aristotle,» *The Journal of Philosophy*, vol. 84, n.º 11, pp. 673–679, 1987, ISSN: 0022362X. URL: <http://www.jstor.org/stable/2026773> (acedido em 28/10/2024).
- [60] V. Bertalanffy, *Teoria geral dos sistemas: Fundamentos, desenvolvimento e aplicações*. Editora Vozes, 2014, ISBN: 9788532636904.
- [61] K. J. Beven, *Rainfall-runoff modelling: the primer*. John Wiley & Sons, 2012.
- [62] E. Lorenz, *The Essence Of Chaos* (Jessie and John Danz lectures). Taylor & Francis, 1995, ISBN: 9780295975146.
- [63] T. C. Schelling, «Dynamic models of segregation†,» *The Journal of Mathematical Sociology*, vol. 1, n.º 2, pp. 143–186, 1971. DOI: [10.1080/0022250X.1971.9989794](https://doi.org/10.1080/0022250X.1971.9989794).
- [64] S. Wolfram, «Computer software in science and mathematics,» *Scientific American*, vol. 251, n.º 3, pp. 188–203, 1984.
- [65] J. W. Forrester, «System dynamics—a personal view of the first fifty years,» *System Dynamics Review: The Journal of the System Dynamics Society*, vol. 23, n.º 2-3, pp. 345–358, 2007.

- [66] J. Sterman, «System dynamics at sixty: the path forward,» *System Dynamics Review*, vol. 34, n.º 1-2, pp. 5–47, 2018.
- [67] J. Forrester, *Industrial Dynamics* (Students' edition). M.I.T. Press, 1964, ISBN: 9780262060035.
- [68] H. Odum e E. Odum, *A Prosperous Way Down: Principles and Policies*. University Press of Colorado, 2008, ISBN: 9781607320814.
- [69] U. Pöschl, S. Martin, B. Sinha et al., «Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon,» *science*, vol. 329, n.º 5998, pp. 1513–1516, 2010.
- [70] V.-M. Kerminen, M. Paramonov, T. Anttila et al., «Cloud condensation nuclei production associated with atmospheric nucleation: a synthesis based on existing literature and new results,» *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 12, n.º 24, pp. 12 037–12 059, 2012. DOI: [10.5194/acp-12-12037-2012](https://doi.org/10.5194/acp-12-12037-2012). URL: <https://acp.copernicus.org/articles/12/12037/2012/>.
- [71] J. M. Arraut, C. Nobre, H. M. J. Barbosa, G. Obregon e J. Marengo, «Aerial Rivers and Lakes: Looking at Large-Scale Moisture Transport and Its Relation to Amazonia and to Subtropical Rainfall in South America,» *Journal of Climate*, vol. 25, n.º 2, pp. 543–556, 2012. DOI: [10.1175/2011JCLI4189.1](https://doi.org/10.1175/2011JCLI4189.1).
- [72] F. Pearce, «Rivers in the sky,» *New Scientist*, vol. 244, n.º 3254, pp. 40–43, 2019, ISSN: 0262-4079. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(19\)32070-6](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(19)32070-6).
- [73] A. Saltelli, M. Ratto, S. Tarantola e F. Campolongo, «Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference,» *Reliability Engineering and System Safety*, vol. 91, n.º 10, pp. 1109–1125, 2006, The Fourth International Conference on Sensitivity Analysis of Model Output (SAMO 2004), ISSN: 0951-8320. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ress.2005.11.014>.
- [74] A. Saltelli, K. Aleksankina, W. Becker et al., «Why so many published sensitivity analyses are false: A systematic review of sensitivity analysis practices,» *Environmental Modelling and Software*, vol. 114, pp. 29–39, 2019, ISSN: 1364-8152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.01.012>.
- [75] J. H. Miller, «Active nonlinear tests (ANTs) of complex simulation models,» *Management Science*, vol. 44, n.º 6, pp. 820–830, 1998.
- [76] K. Beven e A. Binley, «The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction,» *Hydrological Processes*, vol. 6, n.º 3, pp. 279–298, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>.
- [77] S. A. Glantz, B. K. Slinker e T. B. Neilands, *Primer of applied regression & analysis of variance*, ed. McGraw-Hill, Inc., New York, 2001, vol. 654.
- [78] J. E. Nash e J. V. Sutcliffe, «River flow forecasting through conceptual models Part i-a Discussion of principles,» *Journal of Hydrology*, vol. 10, pp. 282–290, 1970.
- [79] H. V. Gupta, H. Kling, K. K. Yilmaz e G. F. Martinez, «Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling,» *Journal of Hydrology*, vol. 377, pp. 80–91, 1-2 out. de 2009, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2009.08.003](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003).
- [80] A. Eiben e J. Smith, *Introduction to Evolutionary Computing* (Natural Computing Series). Springer Berlin Heidelberg, 2015, ISBN: 9783662448748.
- [81] J. Hewlett e A. R. Hibbert, «Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas,» *Forest hydrology*, vol. 11, pp. 275–290, 1967.
- [82] J. J. McDonnell, «Where does water go when it rains? Moving beyond the variable source area concept of rainfall-runoff response,» *Hydrological Processes*, vol. 17, pp. 1869–1875, 9 jun. de 2003, ISSN: 0885-6087. DOI: [10.1002/hyp.5132](https://doi.org/10.1002/hyp.5132).



- [83] V. T. Chow, *Handbook of Applied Hydrology* (Handbook of Applied Hydrology: A Compendium of Water-resources Technology v. 1). McGraw-Hill, 1964, ISBN: 9780070107748.
- [84] J. C. Dooge, «Hydrology in perspective,» *Hydrological Sciences Journal*, vol. 33, pp. 61–85, 1 1988, ISSN: 21503435. DOI: [10.1080/02626668809491223](https://doi.org/10.1080/02626668809491223).
- [85] M. Sivapalan e G. Blöschl, *The Growth of Hydrological Understanding: Technologies, Ideas, and Societal Needs Shape the Field*, out. de 2017. DOI: [10.1002/2017WR021396](https://doi.org/10.1002/2017WR021396).
- [86] M. Sivapalan, «From engineering hydrology to Earth system science: Milestones in the transformation of hydrologic science,» *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 22, pp. 1665–1693, 3 2018, ISSN: 16077938. DOI: [10.5194/hess-22-1665-2018](https://doi.org/10.5194/hess-22-1665-2018).
- [87] Y. Tsukamoto, «Study on the growth of stream channel (I),» *Shin sabo*, vol. 25, n.º 4, pp. 4–13, 1973. DOI: [10.11475/sabo1948.25.4\\_4](https://doi.org/10.11475/sabo1948.25.4_4).
- [88] A. N. Strahler, «Quantitative analysis of watershed geomorphology,» *Transactions American Geophysical Union*, vol. 38, n.º 6, pp. 913–920, 1957.
- [89] E. Mediondo e C. TUCCI, «Escala hidrológica. II: Diversidade de processos na bacia vertente,» *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 2, n.º 1, pp. 81–100, 1997.
- [90] J. V. Z. Godoy, M. Kobiyama, K. Campagnolo e M. R. Fagundes, «utilização do termo bacia de ordem zero no Brasil,» *Revista Geográfica Acadêmica. Boa Vista. Vol. 15, n. 2 (jul./dez. 2021)*, p. 89-107, 2021.
- [91] J. J. McDonnell, C. Spence, D. J. Karran, H. J. ( van Meerveld e C. J. Harman, «Fill-and-Spill: A Process Description of Runoff Generation at the Scale of the Beholder,» *Water Resources Research*, vol. 57, n.º 5, e2020WR027514, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1029/2020WR027514>.
- [92] A. Strahler, *Geografia física*. Omega, 1986.
- [93] EPAGRI, *Desafios e soluções para mitigar a erosão provocada pelas chuvas na agricultura catarinense*, <https://blog.epagri.sc.gov.br/index.php/artigo-desafios-e-solucoes-para-mitigar-a-erosao-provocada-pelas-chuvas-na-agricultura-catarinense/>, Accessed: 2024-08-26, 2024.
- [94] R. E. Horton, «The role of infiltration in the hydrologic cycle,» *Transactions American Geophysical Union*, pp. 446–460, Reports and papers - hydrology 1933, ISSN: 23249250. DOI: [10.1029/TR014i001p00446](https://doi.org/10.1029/TR014i001p00446).
- [95] K. Beven, «Robert E. Horton's perceptual model of infiltration processes,» *Hydrological Processes*, vol. 18, pp. 3447–3460, 17 dez. de 2004, ISSN: 08856087. DOI: [10.1002/hyp.5740](https://doi.org/10.1002/hyp.5740).
- [96] H. L. Cook, «The infiltration approach to the calculation of surface runoff,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 27, pp. 726–747, 5 1946.
- [97] K. Beven, «The era of infiltration,» *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 25, pp. 851–866, 2 fev. de 2021, ISSN: 16077938. DOI: [10.5194/hess-25-851-2021](https://doi.org/10.5194/hess-25-851-2021).
- [98] S. K. Mishra, J. V. Tyagi e V. P. Singh, «Comparison of infiltration models,» *Hydrological processes*, vol. 17, n.º 13, pp. 2629–2652, 2003.
- [99] J. Philip, «The theory of infiltration: 1. The infiltration equation and its solution,» *Soil science*, vol. 83, n.º 5, pp. 345–358, 1957.
- [100] R. E. Horton, «Analysis of runoff-plat experiments with varying infiltration capacity,» *Transactions American Geophysical Union*, pp. 693–711, Reports and papers - hydrology 1939.



- [101] R. Rallison e N. Miller, «Past, present, and future SCS runoff procedure,» Water Resources Publications, 1981, pp. 353–364.
- [102] V. Mockus, *Estimation of total (and peak rates of) surface runoff for individual storms*, 1949.
- [103] T. Dunne, «Relation of field studies and modeling in the prediction of storm runoff,» *Journal of Hydrology*, vol. 65, n.º 1, pp. 25–48, 1983, Scale Problems in Hydrology, ISSN: 0022-1694. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(83\)90209-3](https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90209-3).
- [104] K. Beven, «Infiltration excess at the Horton Hydrology Laboratory (or not?)» *Journal of Hydrology*, vol. 293, pp. 219–234, 1-4 jun. de 2004, Horton may never observed overland runoff at the LaGrange catchment!! ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2004.02.001](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.02.001).
- [105] R. P. Betson, «What Is Watershed Runoff?» *Journal of Geophysical research*, vol. 69, pp. 1541–1552, 8 1964. DOI: <https://doi.org/10.1029/JZ069i008p01541>.
- [106] M. J. Kirkby, «Infiltration, Throughflow, and Overland Flow,» em Methuen, 1969, pp. 215–227. DOI: [10.4324/9781003170181](https://doi.org/10.4324/9781003170181).
- [107] J. J. McDonnell, «A rationale for old water discharge through macropores in a steep, humid catchment,» *Water Resources Research*, vol. 26, n.º 11, pp. 2821–2832, 1990.
- [108] J. J. McDonnell, «Are all runoff processes the same?» *Hydrological Processes*, vol. 27, pp. 4103–4111, 26 dez. de 2013, ISSN: 08856087. DOI: [10.1002/hyp.10076](https://doi.org/10.1002/hyp.10076).
- [109] M. D. Hoover e C. R. Hursh, «Influence of topography and soil-depth on runoff from forest land,» *Transactions American Geophysical Union*, vol. 24, pp. 693–698, 2 1943. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR024i002p00693>.
- [110] A. Schneider, F. Hirsch, A. Raab e T. Raab, «Dye Tracer Visualization of Infiltration Patterns in Soils on Relict Charcoal Hearths,» *Frontiers in Environmental Science*, vol. 6, 2018, ISSN: 2296-665X. DOI: [10.3389/fenvs.2018.00143](https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00143).
- [111] F. F. Snyder, «A conception of runoff-phenomena,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 20, pp. 725–738, 4 1939.
- [112] B. S. Barnes, «The structure of discharge-recession curves,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 20, pp. 721–725, 4 1939.
- [113] C. R. Hursh, «Subsurface-flow,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 25, pp. 743–746, 5 1944.
- [114] C. R. Hursh e E. F. Brater, «Separating storm-hydrographs from small drainage-areas into surface-and subsurface-flow,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 22, pp. 863–871, 3 1941.
- [115] C. R. Hursh e P. W. Fletcher, «The soil profile as a natural reservoir,» *Soil Science Society of America Journal*, vol. 7, pp. 480–486, C 1942.
- [116] J. D. Hewlett e A. R. Hibbert, «Moisture and energy conditions within a sloping soil mass during drainage,» *Journal of Geophysical Research*, vol. 68, pp. 1081–1087, 4 1963. DOI: <https://doi.org/10.1029/JZ068i004p01081>.
- [117] R. Z. Whipkey, «Subsurface stormflow from forested slopes,» *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, vol. 10, pp. 74–85, 2 1965, ISSN: 00206024. DOI: [10.1080/02626666509493392](https://doi.org/10.1080/02626666509493392).
- [118] R. M. Ragan, «An experimental investigation of partial area contributions,» *Hydrological Aspects of the Utilization of Water, Reports and Discussions (Proc. IAHS Assembly)*, pp. 241–251, 1968.

- [119] R. S. Beasley, «Contribution of subsurface flow from the upper slopes of forested watersheds to channel flow,» *Soil Science Society of America Journal*, vol. 40, pp. 955–957, 6 1976.
- [120] R. D. Harr, «Water flux in soil and subsoil on a steep forested slope,» *Journal of Hydrology*, vol. 33, p. 37, 1977.
- [121] J. H. Patric e D. N. Swanston, «Hydrology of a slide-prone glacial till soil in southeast Alaska,» *Journal of Forestry*, vol. 66, n.º 1, pp. 62–66, 1968.
- [122] D. Weyman, «Throughflow on hillslopes and its relation to the stream hydrograph,» *Hydrological sciences journal*, vol. 15, n.º 3, pp. 25–33, 1970.
- [123] A. Jones, «Soil piping and stream channel initiation,» *Water Resources Research*, vol. 7, pp. 602–610, 3 1971.
- [124] M. P. Mosley, «Streamflow generation in a forested watershed, New Zealand,» *Water Resources Research*, vol. 15, pp. 795–806, 4 1979.
- [125] P. Cappus, «Etude des lois de l'écoulement-Application au calcul et à la prévision des débits,» *La houille blanche*, pp. 493–520, 1960.
- [126] Y. Tsukamoto, «Storm discharge from an experimental watershed,» *Journal of the Japanese Forestry Society*, vol. 45, pp. 186–190, 6 1963. DOI: [https://doi.org/10.11519/jjfs1953.45.6\\_186](https://doi.org/10.11519/jjfs1953.45.6_186).
- [127] T. Dunne e R. D. Black, «Partial Area Contributions to Storm Runoff in a Small New England Watershed,» *Water Resources Research*, vol. 6, 5 1970.
- [128] T. Dunne e R. D. Black, «An Experimental Investigation of Runoff Production in Permeable Soils,» *Water Resources Research*, vol. 6, n.º 2, pp. 478–490, 1970. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR006i002p00478>.
- [129] M. G. Anderson e T. P. Burt, «The role of topography in controlling throughflow generation,» *Earth Surface Processes*, vol. 3, pp. 331–344, 4 1978.
- [130] R. Horton, «Maximum ground-water levels,» *Transactions American Geophysical Union*, vol. 17, pp. 344–357, 2 1936. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR017i002p00344>.
- [131] K. Beven, «Robert E. Horton and abrupt rises of ground water,» *Hydrological Processes*, vol. 18, pp. 3687–3696, 18 dez. de 2004, ISSN: 08856087. DOI: [10.1002/hyp.5741](https://doi.org/10.1002/hyp.5741).
- [132] M. G. Sklash e R. N. Farvolden, «The role of groundwater in storm runoff,» *Journal of Hydrology*, vol. 43, n.º 1-4, pp. 45–65, 1979.
- [133] J. W. Kirchner, X. Feng e C. Neal, «Fractal stream chemistry and its implications for contaminant transport in catchments,» *Nature*, vol. 403, n.º 6769, pp. 524–527, 2000.
- [134] J. W. Kirchner, «A double paradox in catchment hydrology and geochemistry,» *Hydrological processes*, vol. 17, pp. 871–874, 4 2003.
- [135] Ecological Continuity Trust, *Plynlimon Research Catchments*, Accessed: 2024-09-01, 2024. URL: <https://www.ecologicalcontinuitytrust.org/plynlimon-research-catchments>.
- [136] J. J. McDonnell, «Hewlett, JD and Hibbert, AR 1967: Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In Sopper, WE and Lull, HW, editors, Forest hydrology, New York: Pergamon Press, 275—90,» *Progress in Physical Geography*, vol. 33, pp. 288–293, 2 2009.
- [137] G. F. Pinder e J. F. Jones, «Determination of the ground-water component of peak discharge from the chemistry of total runoff,» *Water Resources Research*, vol. 5, n.º 2, pp. 438–445, 1969.

- [138] T. Dincer, J. Martinec, B. Payne e C. Yen, «Variation of the tritium and oxygen-18 content in precipitation and snowpack in a representative basin in Czechoslovakia,» *Isotopes in hydrology: Vienna, International Atomic Energy Agency*, pp. 23–42, 1970.
- [139] M. Sklash, R. Farvolden e P. Fritz, «A conceptual model of watershed response to rainfall, developed through the use of oxygen-18 as a natural tracer,» *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 13, n.º 2, pp. 271–283, 1976.
- [140] J. Martinec, U. Siegenthaler, H. Oeschger e E. Tongiorgi, «New insights into the run-off mechanism by environmental isotopes,» em *Isotope techniques in groundwater hydrology 1974, Vol. I. Proceedings of a symposium*, 1974.
- [141] M. Sklash, M. Stewart e A. Pearce, «Storm runoff generation in humid headwater catchments: 2. A case study of hillslope and low-order stream response,» *Water Resources Research*, vol. 22, n.º 8, pp. 1273–1282, 1986.
- [142] M. Sklash, K. Beven, K. Gilman e W. Darling, «Isotope studies of pipeflow at Plynlimon, Wales, UK,» *Hydrological Processes*, vol. 10, n.º 7, pp. 921–944, 1996.
- [143] J. Buttle, «Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins,» *Progress in physical geography*, vol. 18, n.º 1, pp. 16–41, 1994.
- [144] B. L. McGlynn, J. J. McDonnell e D. D. Brammer, «A review of the evolving perceptual model of hillslope flowpaths at the Maimai catchments, New Zealand,» *Journal of Hydrology*, vol. 257, n.º 1-4, pp. 1–26, 2002.
- [145] D. D. Huff, R. V. O'Neill, W. R. Emanuel, J. W. Elwood e J. D. Newbold, «Flow variability and hillslope hydrology,» *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 7, pp. 91–94, 1 1982.
- [146] N. Brady e R. Weil, *Elements of the Nature and Properties of Soils*. Pearson Prentice Hall, 2010, ISBN: 9780135051955.
- [147] D. A. Burns, J. J. McDonnell, R. P. Hooper et al., «Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain Research Watershed (Georgia, USA),» *Hydrological processes*, vol. 15, n.º 10, pp. 1903–1924, 2001.
- [148] J. Seibert, K. Bishop, A. Rodhe e J. J. McDonnell, «Groundwater dynamics along a hillslope: A test of the steady state hypothesis,» *Water Resources Research*, vol. 39, n.º 1, 2003.
- [149] I. Iorgulescu, K. J. Beven e A. Musy, «Flow, mixing, and displacement in using a data-based hydrochemical model to predict conservative tracer data,» *Water Resources Research*, vol. 43, 3 mar. de 2007, ISSN: 00431397. DOI: [10.1029/2005WR004019](https://doi.org/10.1029/2005WR004019).
- [150] J. J. McDonnell, «The two water worlds hypothesis: ecohydrological separation of water between streams and trees?» *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, vol. 1, n.º 4, pp. 323–329, 2014.
- [151] J. Evaristo, S. Jasechko e J. J. McDonnell, «Global separation of plant transpiration from groundwater and streamflow,» *Nature*, vol. 525, pp. 91–94, 7567 set. de 2015, ISSN: 14764687. DOI: [10.1038/nature14983](https://doi.org/10.1038/nature14983).
- [152] K. Beven, «How to make advances in hydrological modelling,» *Hydrology Research*, vol. 50, pp. 1481–1494, 6 2019, ISSN: 22247955. DOI: [10.2166/nh.2019.134](https://doi.org/10.2166/nh.2019.134).
- [153] S. J. Burges, *HISTORY OF THE STANFORD WATERSHED MODEL*, 2004. URL: <https://www.researchgate.net/publication/242220953>.
- [154] L. Sherman, «The relation of hydrographs of runoff to size and character of drainage-basins,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 13, n.º 1, pp. 332–339, 1932. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR013i001p00332>.

- [155] G. Kalinin e P. Milyukov, «On the computation of unsteady flow in open channels,» *Met. Gidrol*, vol. 10, pp. 10–18, 1957.
- [156] J. E. Nash, «The form of the instantaneous unit hydrograph,» *International Association of Hydrological Sciences*, vol. 45, pp. 114–121, 1958.
- [157] E. Todini, «Hydrological catchment modelling: Past, present and future,» *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 11, pp. 468–482, 1 2007, ISSN: 16077938. DOI: [10.5194/hess-11-468-2007](https://doi.org/10.5194/hess-11-468-2007).
- [158] P. C. Young, «Advances in real-time flood forecasting,» *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 360, n.° 1796, pp. 1433–1450, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1008>.
- [159] J. Amorochio e E. Hart, «A critique of current methods in hydrologic systems investigation,» *Eos, Transactions American Geophysical Union*, vol. 45, n.° 2, pp. 307–321, 1964. DOI: <https://doi.org/10.1029/TR045i002p00307>.
- [160] R. A. Freeze e R. L. Harlan, «Blueprint for a physically-based, digitally-simulated hydrologic response model,» *Journal of Hydrology*, vol. 9, pp. 237–258, 1969. DOI: [10.1016/0022-1694\(69\)90020-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(69)90020-1).
- [161] C. T. Simmons, «Henry Darcy (1803–1858): Immortalised by his scientific legacy,» *Hydrogeology Journal*, vol. 16, n.° 6, pp. 1023–1038, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0304-3>.
- [162] L. A. Richards, «Capillary conduction of liquids through porous mediums,» *physics*, vol. 1, n.° 5, pp. 318–333, 1931. DOI: [10.1063/1.1745010](https://doi.org/10.1063/1.1745010).
- [163] R. A. Freeze, «Streamflow generation,» *Reviews of Geophysics*, vol. 12, n.° 4, pp. 627–647, 1974. DOI: <https://doi.org/10.1029/RG012i004p00627>.
- [164] R. A. Freeze, «Three-Dimensional, Transient, Saturated-Unsaturated Flow in a Groundwater Basin,» *Water Resources Research*, vol. 7, n.° 2, pp. 347–366, 1971. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR007i002p00347>.
- [165] K. Beven, «Hillslope hydrographs by the finite element method,» *Earth Surface Processes*, vol. 2, n.° 1, pp. 13–28, 1977. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.3290020103>.
- [166] R. A. Freeze, «Role of Subsurface Flow in Generating Surface Runoff 1. Base Flow Contributions to Channel Flow,» *Water Resources Research*, vol. 8, pp. 609–623, 3 1972. DOI: [10.1029/wr008i003p00609](https://doi.org/10.1029/wr008i003p00609).
- [167] R. A. Freeze, «Role of subsurface flow in generating surface runoff: 2. Upstream source areas,» *Water Resources Research*, vol. 8, n.° 5, pp. 1272–1283, 1972. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR008i005p01272>.
- [168] C. T. Simmons, P. Brunner, R. Therrien e E. A. Sudicky, «Commemorating the 50th anniversary of the Freeze and Harlan (1969) Blueprint for a physically-based, digitally-simulated hydrologic response model,» *Journal of Hydrology*, vol. 584, mai. de 2020, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2019.124309](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124309).
- [169] M. Abbott, J. Bathurst, J. Cunge, P. O’Connell e J. Rasmussen, «An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, “SHE”, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system,» *Journal of Hydrology*, vol. 87, n.° 1, pp. 45–59, 1986, ISSN: 0022-1694. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90114-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90114-9). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169486901149>.

- [170] M. Abbott, J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell e J. Rasmussen, «An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system,» *Journal of Hydrology*, vol. 87, n.º 1, pp. 61–77, 1986, ISSN: 0022-1694. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90115-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90115-0).
- [171] K. Beven, «Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models,» *Journal of Hydrology*, vol. 105, pp. 157–172, 1989. DOI: [10.1016/0022-1694\(89\)90101-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90101-7).
- [172] K. Beven e P. Germann, «Macropores and water flow in soils revisited,» *Water Resources Research*, vol. 49, n.º 6, pp. 3071–3092, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/wrcr.20156>.
- [173] J. W. Kirchner, «Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology,» *Water Resources Research*, vol. 42, n.º 3, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005WR004362>.
- [174] D. A. Woolhiser, «Search for Physically Based Runoff Model—A Hydrologic El Dorado?» *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 122, n.º 3, pp. 122–129, 1996. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1996\)122:3\(122\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1996)122:3(122)).
- [175] S. Fatichi, E. R. Vivoni, F. L. Ogden et al., «An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology,» *Journal of Hydrology*, vol. 537, pp. 45–60, 2016, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2016.03.026](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.026).
- [176] M. P. Clark, M. F. Bierkens, L. Samaniego et al., «The evolution of process-based hydrologic models: Historical challenges and the collective quest for physical realism,» *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 21, pp. 3427–3440, 7 2017, ISSN: 16077938. DOI: [10.5194/hess-21-3427-2017](https://doi.org/10.5194/hess-21-3427-2017).
- [177] G. Blöschl e M. Sivapalan, «Scale issues in hydrological modelling: a review,» *HYDROLOGICAL PROCESSES*, vol. 9, pp. 251–290, 1995. DOI: [10.1002/hyp.3360090305](https://doi.org/10.1002/hyp.3360090305).
- [178] W. COLLISCHONN, D. ALLASIA, B. C. D. SILVA e C. E. M. TUCCI, «The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling,» *Hydrological Sciences Journal*, vol. 52, pp. 878–895, 5 2007, ISSN: 0262-6667. DOI: [10.1623/hysj.52.5.878](https://doi.org/10.1623/hysj.52.5.878).
- [179] K. J. Beven e M. J. Kirkby, «A physically based, variable contributing area model of basin hydrology,» *Hydrological Sciences Bulletin*, vol. 24, pp. 43–69, 1 1979, ISSN: 03036936. DOI: [10.1080/02626667909491834](https://doi.org/10.1080/02626667909491834).
- [180] B. K. Horn, «Hill Shading and the Reflectance Map,» *Proceedings of the IEEE*, vol. 69, pp. 14–47, 1 1981, ISSN: 15582256. DOI: [10.1109/PROC.1981.11918](https://doi.org/10.1109/PROC.1981.11918).
- [181] R. Barnes, C. Lehman e D. Mulla, «Priority-flood: An optimal depression-filling and watershed-labeling algorithm for digital elevation models,» *Computers and Geosciences*, vol. 62, pp. 117–127, jan. de 2014, ISSN: 00983004. DOI: [10.1016/j.cageo.2013.04.024](https://doi.org/10.1016/j.cageo.2013.04.024).
- [182] J. F. O'Callaghan e D. M. Mark, «The extraction of drainage networks from digital elevation data,» *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, vol. 27, n.º 2, p. 247, 1984, ISSN: 0734-189X. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0734-189X\(84\)80047-X](https://doi.org/10.1016/S0734-189X(84)80047-X).
- [183] T. Freeman, «Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid,» *Computers & Geosciences*, vol. 17, n.º 3, pp. 413–422, 1991, ISSN: 0098-3004. DOI: [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(91\)90048-I](https://doi.org/10.1016/0098-3004(91)90048-I).



- [184] P. Quinn, K. Beven, P. Chevallier e O. Planchon, «The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models,» *Hydrological Processes*, vol. 5, n.º 1, pp. 59–79, 1991. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050106>.
- [185] K. Beven e E. F. Wood, «Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas,» *Journal of Hydrology*, vol. 65, pp. 139–158, 1983. DOI: [10.1016/0022-1694\(83\)90214-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(83)90214-7).
- [186] B. Ambroise, K. Beven e J. Freer, «Toward a generalization of the TOPMODEL concepts: Topographic indices of hydrological similarity,» *Water Resources Research*, vol. 32, pp. 2135–2145, 7 jul. de 1996, Relaxation of Topmodel A3 to exponential, parabolic and linear functions., ISSN: 00431397. DOI: [10.1029/95WR03716](https://doi.org/10.1029/95WR03716).
- [187] I. Iorgulescu e A. Musy, «GENERALIZATION OF TOPMODEL FOR A POWER LAW TRANSMISSIVITY PROFILE,» *Hydrological Processes*, vol. 11, pp. 1353–1355, 1997, Relaxation of Topmodel A3 to generalized power function.
- [188] K. Beven e J. Freer, «A dynamic TOPMODEL,» *Hydrological Processes*, vol. 15, n.º 10, pp. 1993–2011, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.252>.
- [189] A. Crave e C. Gascuel-Oudou, «The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content,» *Hydrological Processes*, vol. 11, pp. 203–210, 1997.
- [190] C. D. Rennó, A. D. Nobre, L. A. Cuartas et al., «HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia,» *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, pp. 3469–3481, 9 set. de 2008, ISSN: 00344257. DOI: [10.1016/j.rse.2008.03.018](https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018).
- [191] A. D. Nobre, L. A. Cuartas, M. R. Momo, D. L. Severo, A. Pinheiro e C. A. Nobre, «HAND contour: A new proxy predictor of inundation extent,» *Hydrological Processes*, vol. 30, pp. 320–333, 2 jan. de 2016, ISSN: 10991085. DOI: [10.1002/hyp.10581](https://doi.org/10.1002/hyp.10581).
- [192] J. Gao, J. Holden e M. Kirkby, «A distributed TOPMODEL for modelling impacts of land-cover change on river flow in upland peatland catchments,» *Hydrological Processes*, vol. 29, pp. 2867–2879, 13 jun. de 2015, ISSN: 10991085. DOI: [10.1002/hyp.10408](https://doi.org/10.1002/hyp.10408).
- [193] C. M. Souza, J. Z. Shimbo, M. R. Rosa et al., «Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine,» *Remote Sensing*, vol. 12, 17 set. de 2020, ISSN: 20724292. DOI: <https://doi.org/10.3390/RS12172735>.
- [194] K. Beven, «The limits of splitting: Hydrology,» *Science of the Total Environment*, vol. 183, pp. 89–97, 1-2 1996, ISSN: 00489697. DOI: [10.1016/0048-9697\(95\)04964-9](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04964-9).
- [195] H. J. Tromp-van Meerveld e J. J. McDonnell, «Threshold relations in subsurface storm-flow: 2. The fill and spill hypothesis,» *Water Resources Research*, vol. 42, n.º 2, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1029/2004WR003800>.
- [196] D. Janzen e J. J. McDonnell, «A stochastic approach to modelling and understanding hillslope runoff connectivity dynamics,» *Ecological Modelling*, vol. 298, pp. 64–74, 2015, Complexity of Soils and Hydrology in Ecosystems, ISSN: 0304-3800. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.024>.
- [197] K. A. Johnson e R. S. Goody, «The Original Michaelis Constant: Translation of the 1913 Michaelis–Menten Paper,» *Biochemistry*, vol. 50, n.º 39, pp. 8264–8269, 2011. DOI: [10.1021/bi201284u](https://doi.org/10.1021/bi201284u).



- [198] M. Potschin, R. Haines-Young, R. Fish e R. Turner, *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (Routledge Environment and Sustainability Handbooks). Taylor & Francis, 2016, ISBN: 9781317687030.
- [199] Y. Harari, *Sapiens: A Brief History of Humankind*. HarperCollins, 2015, ISBN: 9780062316103.
- [200] C. Lamont, *The Philosophy of Humanism*. Humanist Press, 1997, ISBN: 9780931779077.
- [201] H. Gordon, *The History and Philosophy of Social Science*. Taylor & Francis, 2002, ISBN: 9781134863075.
- [202] J. Edwards, «HARRY HELSON'S ADAPTATION-LEVEL THEORY, HAPPINESS TREADMILLS, AND BEHAVIORAL ECONOMICS,» *Journal of the History of Economic Thought*, vol. 40, n.º 1, pp. 1–22, 2018. DOI: [10.1017/S1053837216001140](https://doi.org/10.1017/S1053837216001140).
- [203] E. Diener, R. E. Lucas e C. N. Scollon, «Beyond the Hedonic Treadmill: Revising the Adaptation Theory of Well-Being,» em *The Science of Well-Being: The Collected Works of Ed Diener*, E. Diener, ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2009, pp. 103–118, ISBN: 978-90-481-2350-6. DOI: [10.1007/978-90-481-2350-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2350-6_5). URL: [https://doi.org/10.1007/978-90-481-2350-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2350-6_5).
- [204] P. Brickman, D. Coates e R. Janoff-Bulman, «Lottery winners and accident victims: Is happiness relative?» *Journal of Personality and Social Psychology*, vol. 36, n.º 8, pp. 917–927, 1978, ISSN: 0022-3514. DOI: [10.1037//0022-3514.36.8.917](https://doi.org/10.1037//0022-3514.36.8.917). URL: <http://dx.doi.org/10.1037//0022-3514.36.8.917>.
- [205] R. Nelson, *An Evolutionary Theory of Economic Change*. Harvard University Press, 1985, ISBN: 9780674041431.
- [206] P. Bourguine, J. Lesourne, A. Orléan et al., *Evolutionary Microeconomics*. Springer Berlin Heidelberg, 2006, ISBN: 9783540285373.
- [207] D. Pearce, «An Intellectual History of Environmental Economics,» *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 27, n.º Volume 27, 2002, pp. 57–81, 2002, ISSN: 1545-2050. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.27.122001.083429>. URL: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.energy.27.122001.083429>.
- [208] P. Samuelson e W. Nordhaus, *Economics*. McGraw-Hill Education, 2009, ISBN: 9780073511290.
- [209] H. Daly e J. Farley, *Ecological Economics, Second Edition: Principles and Applications*. Island Press, 2011, ISBN: 9781597269919.
- [210] H. E. Daly, «On Economics as a Life Science,» *Journal of Political Economy*, vol. 76, n.º 3, pp. 392–406, 1968. DOI: <https://doi.org/10.1086/259412>.
- [211] P. P. Christensen, «Classical roots for a modern materials-energy analysis,» *Ecological Modelling*, vol. 38, n.º 1, pp. 75–89, 1987, Ecological Economics, ISSN: 0304-3800. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(87\)90045-7](https://doi.org/10.1016/0304-3800(87)90045-7).
- [212] J. W. Forrester, G. W. Low e N. J. Mass, «The debate on World Dynamics: A response to Nordhaus,» *Policy Sciences*, vol. 5, n.º 2, pp. 169–190, jun. de 1974, ISSN: 1573-0891. DOI: [10.1007/BF00148039](https://doi.org/10.1007/BF00148039). URL: <https://doi.org/10.1007/BF00148039>.
- [213] H. E. Daly, «Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz,» *Ecological Economics*, vol. 22, n.º 3, pp. 261–266, 1997, ISSN: 0921-8009. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00080-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00080-3).
- [214] H. E. Daly, «Reply to Solow/Stiglitz,» *Ecological Economics*, vol. 22, n.º 3, pp. 271–273, 1997, ISSN: 0921-8009. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00086-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00086-4).

- [215] D. Stoljar, «Physicalism,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Spring 2024, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2024.
- [216] R. Van Gulick, «Consciousness,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta e U. Nodelman, eds., Winter 2022, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2022.
- [217] G. Caruso, «Skepticism About Moral Responsibility,» em *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E. N. Zalta, ed., Summer 2021, Metaphysics Research Lab, Stanford University, 2021.
- [218] J. Forrester e J. Forrester, *World Dynamics*. Wright-Allen Press, 1973, ISBN: 9780262560184.
- [219] R. Costanza e H. E. Daly, «Natural Capital and Sustainable Development,» *Conservation Biology*, vol. 6, pp. 37–46, 1 1992.
- [220] R. S. d. Groot, «Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics,» *The Environmentalist*, 1987, ISSN: 02511088. DOI: [10.1007/BF02240292](https://doi.org/10.1007/BF02240292).
- [221] G. Hardin, «The Tragedy of the Commons,» *Science*, vol. 162, pp. 1243–1248, 3859 1968.
- [222] N. Mankiw, *Principles of Microeconomics*. Nelson Thomson Learning, 2002, ISBN: 9780030340673.
- [223] E. Schlager e E. Ostrom, «Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis,» *Land Economics*, vol. 68, n.º 3, pp. 249–262, 1992. URL: <http://www.jstor.org/stable/3146375>.
- [224] S. Borghesi, «Water tradable permits: a review of theoretical and case studies,» *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 57, n.º 9, pp. 1305–1332, 2014. DOI: [10.1080/09640568.2013.820175](https://doi.org/10.1080/09640568.2013.820175).
- [225] M. Mazaheri, J. Bonnin Roca, A. Markus e B. Walrave, «Market-based instruments and sustainable innovation: A systematic literature review and critique,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 373, p. 133 947, 2022, ISSN: 0959-6526. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133947>.
- [226] R. Haines-Young e M. Potschin, «The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being,» em *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*, D. Raffaelli e C. Frid, eds., Cambridge: Cambridge University Press, 2010, pp. 110–139.
- [227] G. Daily, S. Postel, K. Bawa et al., *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press, 1997, ISBN: 9781597267755.
- [228] M. E. Assessment, *Ecosystems and Human Well-being - Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005, ISBN: 1-59726-040-1.
- [229] R. Haines-Young e M. B. Potschin, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1*, 2018. URL: <https://www.cices.eu>.
- [230] R. Costanza, «Ecosystem services: multiple classification systems are needed,» *Biological conservation*, vol. 141, n.º 2, pp. 350–352, 2008.
- [231] P. Kumar, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations* (TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity). Taylor & Francis, 2012, ISBN: 9781136538797.
- [232] G. W. Partnership, «Integrated Water Resources Management,» Global Water Partnership, SE-10525 Stockholm, Sweden, rel. téc. 4, 2000. URL: <https://iwrmaactionhub.org/resource/integrated-water-resources-management>.
- [233] J. Cassin, J. Matthews e E. Gunn, *Nature-Based Solutions and Water Security: An Action Agenda for the 21st Century*. Elsevier, 2021, ISBN: 9780128198988.

- [234] M. Smith, D. de Groot e G. Bergkamp, *Pay - Establishing payments for watershed services*. Gland, Switzerland: IUCN, 2006, p. 109, ISBN: 978-2-8317-0958-1.
- [235] Z. Liu, J. Ying, C. He et al., «Scarcity and quality risks for future global urban water supply,» *Landscape Ecology*, vol. 39, n.º 2, p. 10, jan. de 2024, ISSN: 1572-9761. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01832-0>.
- [236] N. Dudley e S. Stolton, *Running Pure - The Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water*. World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation e Sustainable Use: World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation e Sustainable Use, 2003, With contributions by Rachel Asante Owusu, Ahmet Birsal, David Cassells, José Courrau, Lawrence Hamilton, Sedat Kalem, Wang Luan Keng, Leonardo Lacerda, Yıldırım Lise, Stefano Pagiola, Sara Scherr, and Claudio Sericchio, ISBN: 2-88085-262-5.
- [237] F. Nations, *Nature-Based Solutions for agricultural water management and food security* (Land and water discussion paper). Food e Agriculture Organization of the United Nations, 2019, ISBN: 9789251311257.
- [238] C. Nesshöver, T. Assmuth, K. N. Irvine et al., «The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective,» *Science of the total environment*, vol. 579, pp. 1215–1227, 2017.
- [239] B. M. Haddad e B. D. Solomon, *Dictionary of Ecological Economics: Terms for the New Millennium*. Edward Elgar Publishing, 2023.
- [240] J. Salzman, G. Bennett, N. Carroll, A. Goldstein e M. Jenkins, «The global status and trends of Payments for Ecosystem Services,» *Nature Sustainability*, vol. 1, pp. 136–144, 3 2018, ISSN: 23989629. DOI: [10.1038/s41893-018-0033-0](https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0). URL: <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>.
- [241] R. Fuentes-Llanillo, T. S. Telles, D. Soares Junior, T. R. de Melo, T. Friedrich e A. Kassam, «Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil,» *Soil and Tillage Research*, vol. 208, pp. 104–877, 2021, ISSN: 0167-1987. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.
- [242] R. A. Viani, H. Bracale e D. Taffarello, «Lessons learned from the water producer project in the atlantic forest, Brazil,» *Forests*, vol. 10, 11 nov. de 2019, Discussion of PES programs implementations. PES values was 12 smaller than other costs!!!, ISSN: 19994907. DOI: [10.3390/f10111031](https://doi.org/10.3390/f10111031).
- [243] Brasil, *Lei Nº 12651 de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências*, 2012.
- [244] Brasil, *LEI No 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências*, 2000.
- [245] B. Soares-Filho, R. Rajão, M. Macedo et al., «Cracking Brazil's Forest Code,» *Science*, vol. 344, n.º 6182, pp. 363–364, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1246663>.
- [246] P. H. Brancalion, L. C. Garcia, R. Loyola, R. R. Rodrigues, V. D. Pillar e T. M. Lewinsohn, «Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso,» *Natureza & Conservação*, vol. 14, e1–e16, abr. de 2016, ISSN: 16790073. DOI: [10.1016/j.ncon.2016.03.004](https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004).

- [247] C. Banks-Leite, R. Pardini, L. R. Tambosi et al., «Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot,» *Science*, vol. 345, n.º 6200, pp. 1041–1045, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1255768>.
- [248] P. V. Caldwell, K. L. Martin, J. M. Vose et al., «Forested watersheds provide the highest water quality among all land cover types, but the benefit of this ecosystem service depends on landscape context,» *Science of The Total Environment*, vol. 882, p. 163 550, 2023, ISSN: 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163550>.
- [249] E. Alcott, M. Ashton e B. Gentry, *Natural and Engineered Solutions for Drinking Water Supplies: Lessons from the Northeastern United States and Directions for Global Watershed Management*. Taylor & Francis, 2013, ISBN: 9781466551640.
- [250] L. Blanchard, B. Vira e L. Briefer, «The lost narrative: Ecosystem service narratives and the missing Wasatch watershed conservation story,» *Ecosystem Services*, vol. 16, pp. 105–111, 2015, ISSN: 2212-0416. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.019>.
- [251] S. Naeem, J. C. Ingram, A. Varga et al., «Get the science right when paying for nature's services,» *Science*, vol. 347, n.º 6227, pp. 1206–1207, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaa1403>.
- [252] L. Tacconi, «Redefining payments for environmental services,» *Ecological Economics*, vol. 73, pp. 29–36, jan. de 2012, ISSN: 09218009. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2011.09.028](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028).
- [253] C. E. F. Young e L. B. d. Bakker, «Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil,» *Natureza e Conservacao*, vol. 12, pp. 71–78, 1 2014, ISSN: 16790073. DOI: [10.4322/natcon.2014.013](https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013).
- [254] S. Lele, «Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis,» *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 1, pp. 148–155, 2 dez. de 2009, ISSN: 18773435. DOI: [10.1016/j.cosust.2009.10.007](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.007).
- [255] S. Wunder, «Payments for environmental services: Some nuts and bolts,» *CIFOR*, 42 2005, ISSN: 0854-9818. URL: <http://www.cifor.cgiar.org>.
- [256] S. Wunder, «The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation,» *Conservation Biology*, vol. 21, pp. 48–58, 1 2007. DOI: [10.1111/j](https://doi.org/10.1111/j.10.1111/j).
- [257] T. Kroeger, «The quest for the "optimal" payment for environmental services program: Ambition meets reality, with useful lessons,» *Forest Policy and Economics*, vol. 37, pp. 65–74, dez. de 2013, ISSN: 13899341. DOI: [10.1016/j.forpol.2012.06.007](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.06.007).
- [258] «Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil,» *Science of the Total Environment*, vol. 657, pp. 1368–1381, mar. de 2019, ISSN: 18791026. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.12.116](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116).
- [259] A. Ullrich e M. Volk, «Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity,» *Agricultural Water Management*, vol. 96, pp. 1207–1217, 8 ago. de 2009, ISSN: 0378-3774. DOI: [10.1016/J.AGWAT.2009.03.010](https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2009.03.010). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377409000808>.

- [260] C. Carvalho-Santos, J. P. Honrado e L. Hein, «Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale,» *Ecological Complexity*, vol. 20, pp. 69–80, dez. de 2014, ISSN: 1476-945X. DOI: [10.1016/J.ECOCOM.2014.09.001](https://doi.org/10.1016/J.ECOCOM.2014.09.001). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X14000932>.
- [261] E. Martinez-Martinez, A. P. Nejadhashemi, S. A. Woznicki e B. J. Love, «Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios,» *Journal of Environmental Management*, vol. 133, pp. 121–134, jan. de 2014, ISSN: 0301-4797. DOI: [10.1016/J.JENVMAN.2013.11.046](https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2013.11.046). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713007421>.
- [262] A. Daneshi, R. Brouwer, A. Najafinejad, M. Panahi, A. Zarandian e F. F. Maghsood, «Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST,» *Journal of Hydrology*, vol. 593, fev. de 2021, ISSN: 00221694. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2020.125621](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125621).
- [263] J. E. F. W. Lima, F. de Gois Aquino, T. A. Chaves e C. Lorz, «Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES,» *Ecological Indicators*, vol. 82, pp. 513–525, 2017, ISSN: 1470-160X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.028>.
- [264] J. S. Sone, G. C. Gesualdo, P. A. Zamboni et al., «Water provisioning improvement through payment for ecosystem services,» *Science of the Total Environment*, vol. 655, pp. 1197–1206, mar. de 2019, Evidence of hydrologic impacts of PES, ISSN: 18791026. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.11.319](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319).
- [265] W. Francesconi, R. Srinivasan, E. Pérez-Miñana, S. P. Willcock e M. Quintero, «Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review,» *Journal of Hydrology*, vol. 535, pp. 625–636, 2016, ISSN: 0022-1694. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>.
- [266] M. Strauch, J. E. Lima, M. Volk, C. Lorz e F. Makeschin, «The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment,» *Journal of Environmental Management*, vol. 127, S24–S36, 2013, Integrated land-use and regional resource management – A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources, ISSN: 0301-4797. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>.
- [267] W. Cong, X. Sun, H. Guo e R. Shan, «Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin,» *Ecological Indicators*, vol. 112, p. 106089, June 2019 2020, ISSN: 1470160X. DOI: [10.1016/j.ecolind.2020.106089](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089). URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089>.