

LARGE DAMS ARE NOT CLEAN OR SUSTAINABLE ENERGY SOURCES

GOVERNMENTS, INTERNATIONAL ORGANIZATIONS AND FINANCIAL INSTITUTIONS MUST IMPLEMENT REAL SOLUTIONS TO CLIMATE CHANGE

According to the World Commission on Dams, fifty thousand large dams had been built by the year 2000, disrupting more than 60 percent of Earth's rivers.¹ In Latin America alone, 973 hydroelectric dams of different sizes are operating, and roughly 1,600 more are in planning or construction phases; as many as 254 of these are expected to be built in the Amazon Basin.² One of the major arguments for the current, unprecedented boom of dam construction around the world is that large hydro projects provide a "clean energy" solution to the climate crisis.

On the contrary, scientific evidence reveals that large dams:

1. Emit greenhouse gases, including methane, especially in tropical regions;
2. Demonstrate high vulnerability to extreme droughts and flooding that are increasingly common in a changing climate;
3. Cause severe and irreparable environmental damage, especially to freshwater ecosystems and biodiversity, with consequences for vital ecosystem services at the local, regional and global levels, including regulation of the climate system;
4. Frequently involve human rights violations, such as lack of free, prior and informed consultation and consent with indigenous peoples and other traditional communities, loss of territories and livelihoods (with especially negative impacts on women, children, elderly citizens and others in vulnerable situations) as well as exploitative labor conditions among dam construction workers;
5. Incur cost overruns that average twice the initial budgets, causing major economic difficulties in developing countries, including diversion of scarce funds from investments that could be made in truly sustainable energy sources;
6. Take a long time to become operational, including frequent schedule overruns, making them an inefficient solution to the urgent energy and climate crises that they are intended to tackle;
7. Cause significant social, environmental and economic losses rarely considered in the projects' official budgets, impoverishing local communities and gravely conflicting with their primary advertised objectives of poverty alleviation and energy for the poor.

Nevertheless, hydroelectric dams continue to be promoted as clean and sustainable energy sources to meet increasing energy demand.³

TODAY there are cleaner, more efficient, less costly and faster alternatives to respond simultaneously to legitimate energy needs and the climate crisis. Therefore we **DEMAND** that Governments, international organizations and financial institutions immediately:

1. **Stop** considering large dams as clean energy sources, given the proved negative impacts mentioned above.

2. **Implement sustainable energy solutions** that prioritize incentives for energy efficiency and decentralized renewables such as solar, wind, biomass and geothermal;
3. **Avoid** incentives for large dams from international institutions and from UNFCCC mechanisms, such as the Clean Development Mechanism or the Green Climate Fund;
4. **Incorporate** in the planning and licensing of new proposed hydroelectric projects:
 - a. evaluation of the potential for greenhouse gas emissions, including methane produced by reservoirs;
 - b. rigorous analysis of vulnerability to severe droughts and flooding, given scenarios of climate change;
 - c. lessons learned regarding the true economic costs and schedule overruns of large dams;
 - d. comprehensive evaluation of social and environmental impacts and risks, including cumulative impacts of dam cascades and related infrastructure projects, making use of planning instruments such as Strategic Environmental Assessments at the basin level;
 - e. full respect for the rights of indigenous peoples and other local communities, including territorial rights and the right to free, prior and informed consultation and consent;
5. **Adopt** inclusive and transparent decision-making processes, taking into account the whole spectrum of energy alternatives, identifying options that are best suited to meet the needs of societies and communities, while avoiding harmful and unnecessary projects.

Signed:

Argentina

Alianza Sistema de Humedales Paraguay Paraná
Asociación Amigos de los Parques Nacionales (AAPN)
Foro Ciudadano de Participación por la Justicia y los Derechos Humanos (FORO)
Fundación M'Biguá, Ciudadanía y Justicia Ambiental
Grupo Ecologista Cuña Pirú
Los Verdes-Foro de Ecología Política

Austrália

Werribee Riverkeeper

Bangladesh

Blue Planet Initiative (BPI)

Bolivia

Fundación GaiaPacha
Red Jurídica Amazónica (RAMA)

Brazil

Articulação dos Povos Indígenas do Brasil – APIB
Coordenação das Organizações Indígenas da Amazônia Brasileira – COIAB

Associação Indígena Pahyhy'p (Munduruku People of the Middle Tapajós)
Movimento Munduruku Ipereg Ayu
APREC - Ecossistemas Costeiros
Apremavi - Associação de Preservação do Meio Ambiente e da Vida
Associação ARUANA
Coletivo de Mulheres de Altamira
Conselho Indigenista Missionário - Cimi
Ecologia E Ação (ECOA)
Federação de Órgãos para Assistência Social e Educacional (FASE)
Fórum Mudanças Climáticas e Justiça Social
Frente por uma Nova Política Energética para o Brasil
Greenpeace Brasil
Grupo Carta de Belém
Instituto de Estudos Socio-Econômicos (INESC)
Instituto Madeira Vivo (IMV)
Kanindé - Associação de Defesa Etnoambiental
Movimento de Mulheres Campo e Cidade Regional Transamazônica e Xingu
Movimento Ficha Verde
Movimento Negro de Altamira
Movimento Tapajós Vivo
Movimento Xingu Vivo Para Sempre
Uma Gota no Oceano

Chile

Chile Ambiente, Chile
Coalición Cuidana Aisén Reserva de Vida
Comisión Justicia y Paz
Consejo de Defensa de la Patagonia
Corporación Privada para el Desarrollo de Aysén (CODESA)
FIMA
Fiscalía del Medio Ambiente (FIMA)
Fundación Melimoyu
Fundación Sociedades Sustentables
Fundación Terram
Futaleufú Riverkeeper
Hora Constituyente
Maule Itata Coastkeeper
Programa Chile Sustentable

China

Beiyun Waterkeeper, China

Colombia

Asociación Ambiente y Sociedad
Bogotá Riverkeeper
Centro de Estudios para la Justicia Social "Tierra Digna"
Fundación Río Urbano
Instituto Latinoamericano para una Sociedad y un Derecho Alternativos (ILSA),
Río Cravo Sur Waterkeeper
Río Meta Waterkeeper

Costa Rica

Asociación de Ecología Social (AESO)
Asociación Palmareña para la Recuperación del Ambiente (APRA)
Asociación Proyectos Alternativos para Desarrollo Social (PROAL)
Asociación Regional Centroamericana para el Agua y el Ambiente (ARCA)
Bloque Verde
Cooperativa de Talamanca Sostenible
Federación Ecologista de Costa Rica (FECON)
Finca Amalur
Oilwatch Mesoamérica
Unión Norte por la Vida
Justicia para la Naturaleza

Dominican Republic

Instituto de Abogados para la Protección del Medio Ambiente
Ozama Waterkeeper

Ecuador

Asociación Guayllabamba Waterkeeper
Centro de Documentación en Derechos Humanos
"Segundo Montes Mozo S.J." (CSMM)
Coalición por Justicia Climática
Comisión Ecuaménica de Derechos Humanos (CEDHU)
Iniciativa de Estero Salado Waterkeeper
La Comisión Ecuaménica de Derechos Humanos (CEDHU)
Plataforma Interamericana de Derechos Humanos, Democracia y Desarrollo (PIDHDD Regional)

France

Thérapie et de Relation d'aide par la Médiation Animale (Fitram)

Guatemala

Asociación Ceiba
Colectivo MadreSelva
Consejo de Pueblos de Tezulutlán
Alianza de Derecho Ambiental y Agua (ADA2)
Río Motagua Waterkeeper

Honduras

Asociación de Juntas Administradoras de Agua, de San Francisco y de El Porvenir
Instituto de Derecho Ambiental de Honduras
OFRANEH

India

Centre for Organisation Research & Education (CORE)

Malaysia

SAVE Sarawak Rivers Network
School of Acting Justly, Loving Tenderly, Treading Humbly (SALT)
Suara Rakyat Malaysia (SUARAM)
Persatuan Belia Perubahan Iklim,

Mexico

Bahía de los Ángeles Coastkeeper
Abogadas y Abogados para la Justicia y los Derechos Humanos, A. C.
Acción Colectiva Socio Ambiental, A.C.
Alianza de Comunidades y Usuarios del Río Bobos Nautla
Amigos del Río San Rodrigo
Asamblea Veracruzana de Iniciativas y Defensa Ambiental (LAVIDA)
Bios Iguana
Bios Iguana AC.

Centro de Derechos Humanos de la Montaña -
 "Tlachinollan"
 Centro Mexicano de Derecho Ambiental, A.C.
 (CEMDA)
 Colectivo Defensa Verde Naturaleza para Siempre,
 Consejo de Ejidos y Comunidades Opositores a la
 Presa La Parota (CECOP)
 Consejo de Pueblos Unidos en Defensa del Río
 Verde
 Consejo Tiyat Tlali
 Fundar, Centro de Análisis e Investigación, A.C.
 Instituto Mexicano Para el Desarrollo Comunitario,
 A.C. (IMDEC)
 JASS, Asociadas por lo Justo
 LaVida
 Movimiento Mexicano de Afectados por las Presas
 (MAPDER)
 Movimiento Mexicano de Afectados por las
 Represas (MAPDER)
 Otros Mundos AC
 Promoción y Desarrollo Social A.C.,
 Pueblos Unidos de la Cuenca Antigua por los Ríos
 Libres,
 Servicios para una Educación Alternativa A.C.
 Unitierra en Puebla
 Makxtum Kgalhaw Chuchutsipi

Nicaragua

Centro Humboldt
 Fundación Popol Na,

Nigeria

Centre for Health Rights Advocacy, Nigeria

Panamá

Alianza para el Desarrollo Integral Unidos por
 Panamá
 Alianza para la Conservación y el Desarrollo
 (ACD)
 Amigos del Parque Internacional La Amistad
 (AMIPIA),
 Asociación Agro Ecoturística La Amistad
 (ASAELA)
 Asociación Agroecológica Macho de Monte
 Asociación Ambientalista de Chiriquí
 Asociación Conservación de la Biosfera
 Asociación de Productores Agroecologistas La
 Amistad (ADPAELA)
 Asociación de Productores de Cultivos Exportables
 (APCE)
 Asociación de Productores de Renacimiento
 Asociación Ecologista de Productores Orgánicos de
 Rovira,

Centro de Incidencia Ambiental de Panamá (CIAM)
 Centro Misionero de la Concepción
 Colectivo Voces Ecológicas (COVEC),
 Comité por la Defensa del Río Gariché y sus
 Afluentes
 Comité Pro Defensa del Recurso Hídrico y
 Biodiversidad de Renacimiento
 Fundación para el Desarrollo Integral, Comunitario
 y Conservación de los Ecosistemas
 Grupo Conservacionista de Santa Rita
 Grupo Ecologista de Renacimiento para la
 Protección del PILA
 Grupo Orgánico de Agricultores Cerro Punteños
 Red Ecologica, Social y Agropecuaria de Veragias
 (RESAVE)

Peru

Amazónicos por la Amazonía (AMPA)
 Asociación Pro Derechos Humanos (APRODEH)
 Central Ashaninka del Río Ene (CARE)
 Centro de Desarrollo Étnico (CEDET)
 Centro de Investigación y Promoción Rural-Urbana
 (CIPRU)
 Centro de Promoción y Defensa de Derechos
 Humanos Arequipa (CEPRODEH)
 Centro para la Sostenibilidad Ambiental de la
 Universidad Peruana Cayetano Heredia (CSA-
 UPCH)
 Comisión de Derechos Humanos de Ica
 Coordinadora Nacional de Derechos Humanos
 Derecho Ambiente y Recursos Naturales - DAR
 Derechos Humanos y Medio Ambiente
 Fórum Solidaridad Perú
 GRUFIDES
 Grupo de Formación e Intervención para el
 Desarrollo Sostenible (GRUFIDES)
 Ingeniería Sin Fronteras
 Movimiento Ciudadano frente al Cambio Climático
 - MOCICC
 Plataforma Interinstitucional Celendina
 Pronaturaleza-Fundación Peruana para la
 Conservación de la Naturaleza
 Río Mapacho Waterkeeper
 ACCP
 Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA)
 Urku Estudios Amazónicos
 Fundación Ecuménica para el Desarrollo y la Paz
 (FEDEPAZ)

Philippines

Freedom from Debt Coalition (FDC)

Portugal

Quercus-Associação Nacional de Conservação da Natureza, Portugal

Waterkeeper Alliance

Spain

Asociación Catalana para el Agua y el Ambiente (ASCA)

Asociación para la Justicia Ambiental

Centro de Documentación y Solidaridad con America Latina y Africa

Coordinadora de Afectados por Embalses y Trasvases (COAGRET)

URA Nueva Cultura del Agua en Navarra

Switzerland

Freshwater Action Network (FAN) Geneve

Bruno Manser Fund

Turkey

Doga Dernegi, Turquía

Ukraine

EcoClub Ukraine,

United Kingdom

Bianca Jagger Human Rights Foundation (BJHRF)

United States

Amazon Watch

Apalachicola Riverkeeper

Cahaba Riverkeeper

Center for International Environmental Law

Friends of the Earth US

Indigenous Environmental Network

Milwaukee Riverkeeper

Save The Colorado,

South Riverkeeper

Spokane Riverkeeper

Poudre Waterkeeper

Regional Organizations & Networks

Red Centroamericana de Acción del Agua

(FANCA), Regional

Red Latinoamericana contra represas y por los ríos, sus comunidades y el agua – REDLAR

Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente (AIDA), Regional

International Organizations & Networks

Coalición Internacional para el Hábitat, Oficina para América Latina

International Rivers

Oilwatch

Survival International

Why are dams not clean energy sources and why are alternatives needed?

1. Because large dams contribute to climate change

Construction and operation of large dams causes emissions of CO₂ and, especially in tropical regions, they emit methane from the large amounts of decaying organic matter retained in flooded reservoirs. The greenhouse gas effect of methane is 20 to 40 times more powerful than that of CO₂.⁴

2. Because they make adaptation more difficult

Dams are not flexible enough to endure climate change. On the contrary, they are inefficient in droughts and unsafe in floods, which aggravates the risk of disasters.⁵ Moreover, they threaten entire hydrologic systems and destroy key ecosystems and fisheries, thus compromising the ability of communities to adapt to climate change.

3. Because of the cost overruns, delays and economic damage that they entail

Data show that the majority of dams that have been built cost 96% more than their initial budgets. This expense has been linked to the increase of public debt and to economic crisis in several countries.⁶

4. Because of the long time it takes them to become operational, which makes them an inferior solution to the urgent energy crisis that they are intended to tackle

Construction of large dams takes approximately 8.6 years; and more time is needed to begin operations. Experts have documented that eight out of every ten dams exceed their initial construction-time estimates by more than 44%.⁷ They last, on average, only 50 years.⁸ Dams are not an efficient solution to urgent energy demands.

5. Because they cause great and irreparable environmental damage

Large dams cause environmental damages to rivers, hydrologic basins and surrounding ecosystems, including: the worsening of water quality in rivers; the degradation of aquatic ecosystems and the disappearance of many riparian ecosystems; and serious harms to biodiversity, including the extinction of species.⁹

6. Because their inadequate implementation generates human rights violations and impoverishment of communities

The human rights of the people affected by large dams have been systematically ignored. Large dams have led to forced displacement,¹⁰ health problems, loss of food sources and traditional ways of life, community impoverishment,¹¹ and criminalization of social protest. Permitting processes are generally flawed: permits are issued without comprehensive environmental or social impact assessments, and without adequate public participation and consultation, including free, prior, informed consent processes.

For more information:

AIDA on dams: <http://www.aida-americas.org/es/project/grandesrepresas>

International Rivers: <http://www.internationalrivers.org/>

Report: http://www.aida-americas.org/sites/default/files/InformeAIDA_GrandesRepresas_BajaRes_1.pdf

Blogs: [Desmantelando el mito de las represas](#), [Grandes represas elefantes blancos](#)

Notes

¹ World Commission on Dams Report. http://www.internationalrivers.org/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf

² State of the World's Rivers. <http://www.internationalrivers.org/worldsrivers/>

³ For example, see: Directions for the World Bank Group's Energy Sector. <http://www.worldbank.org/content/dam/Worldbank/document/SDN/energy-2013-0281-2.pdf>

⁴ Fearnside, Philip. 2007. *Why hydropower is not clean energy*. Scitizen, Paris, França. http://www.scitizen.com/future-energies/why-hydropower-is-not-clean-energy_a-14-298.html Fearnside, P.M. & S. Pueyo. 2012. Underestimating greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change* 2(6): pp. 382–384 Otros textos de P. Fearnside: <http://philip.inpa.gov.br> International Rivers 2006. *Fizzy Science: Loosening the Hydro Industry's Grip on Reservoir Greenhouse Gas Emissions Research*, International Rivers, 2006 <http://www.internationalrivers.org/resources/fizzy-science-loosening-the-hydro-industry-s-grip-on-reservoir-greenhouse-gas-emissions>

⁵ IPCC 2013 Supplement to the 2006 Guidelines for National GHG Inventories: Wetlands <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/> International Rivers, 2013. *Wrong Climate for Big Dams: Destroying Rivers Will Worsen the Climate Crisis* <http://www.internationalrivers.org/resources/wrong-climate-for-big-dams-fact-sheet-3373>

⁶ Ansar, Atif, Bent Flyvbjerg, Alexander Budzier and Daniel Lunn, Should We Build More Large Dams? The Actual Costs of Hydropower Megaproject Development (March 10, 2014). *Energy Policy*, March 2014, pp.1-14. Leslie, J. *Large Dams just aren't Worth the Cost*, OP-ED, New York Times, 8/22/2014, <http://www.nytimes.com/2014/08/24/opinion/sunday/large-dams-just-arent-worth-the-cost.html?emc=eta1&r=1> Furthermore, the Brazilian Federal Court of Accountability carried out a study of the energy projects developed between 2005 and 2012, and it concluded that almost 80% of dams will not comply with their schedule. <http://oglobo.globo.com/economia/tcu-constata-atrasos-nas-obras-de-energia-leiloadas-pelo-governo-de-2005-2012-13822128>

⁷ Ansar, A., et al.

⁸ Friends of the Earth, et al. *Dam Removal Success Stories*. (1999).

<http://www.michigandnr.com/publications/pdfs/fishing/dams/SuccessStoriesReport.pdf>

http://www.teachengineering.org/view_lesson.php?url=collection/cub/_lessons/cub_dams/cub_dams_lesson08.xml

⁹ AIDA. *Grandes Represas en América: ¿Peor el remedio que la enfermedad?*

http://www.aida-americas.org/sites/default/files/InformeAIDA_GrandesRepresas_BajaRes_1.pdf (Spanish) Little, Paul 2013. *Megaproyectos en la Amazonia - Un análisis geopolítico y socioambiental con propuestas de mejor gobierno para la Amazonía*, RAMA/ARA/DAR

<http://raisg.socioambiental.org/system/files/Megaproyectos%20Amazon%C3%ADa%20Paul%20Little.pdf>

Fearnside, Philip M. 2014. *Análisis de los Principales Proyectos Hidro-Energéticos en la Región Amazónica*. DAR, CLAES http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Preprints/2013/Fearnside-ANÁLISIS-Hidroelectricas-Preprint.pdf; - Nobre, Antônio

2014. *O Futuro Climático da Amazônia*, ARA/INPE, <http://www.ccst.inpe.br/wp-content/uploads/2014/10/Futuro-Climatico-da-Amazonia.pdf>

¹⁰ Oliver-Smith, Anthony. 2010 *Defying Displacement: Grassroots Resistance and the Critique of Development*, University of Texas Press. <http://utpress.utexas.edu/index.php/books/olidef> According to the World Commission on Dams, between 40 and 80 million people have been displaced due to large dams—approximately one out of every 100 people alive today.

¹¹ Thayer Scudder, California Institute of Technology, promoted construction of dams for 58 years, believing that they were an option for the relief of poverty. He publicly changed his mind when he was 84 years old, declaring that they are not worth their cost and that many of the dams currently under construction will have disastrous consequences. Leslie, Jacques *Large Dams just aren't Worth the Cost*, New York Times, 8/22/2014,

<http://www.nytimes.com/2014/08/24/opinion/sunday/large-dams-just-arent-worth-the-cost.html?emc=eta1&r=3>

Bosshard, P. 2014: Ten things you should know about Dams, http://www.huffingtonpost.com/peter-bosshard/dams-environmental-issues_b_5399264.html

Millikan, Brent 2014. "The Amazon: Dirty dams, Dirty Politics and the Myth of Clean Energy," *Tipiti: Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America*: Vol. 12: Issue 2, pp. 134-138 <http://digitalcommons.trinity.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1189&context=tipiti>



REPORT

INT

2016

THIS REPORT
HAS BEEN
PRODUCED IN
COLLABORATION
WITH:

ZSL
LET'S WORK
FOR WILDLIFE



Living Planet Report 2016

Summary

THE SIZE AND SCALE OF THE HUMAN ENTERPRISE HAVE
AS A RESULT, NATURE AND THE SERVICES IT PROVIDES
SCIENTISTS SUGGEST THAT WE HAVE TRANSITIONED
CALLING IT THE “ANTHROPOCENE”. THE FUTURE OF
POPULATIONS OF VERTEBRATE ANIMALS HAVE
1970 AND 2012. THE MOST COMMON THREAT TO
DEGRADATION OF HABITAT. INCREASINGLY, PEOPLE ARE
WITHOUT ACTION THE EARTH WILL BECOME MUCH LESS
HUMANS HAVE ALREADY PUSHED FOUR PLANETARY
OPERATING SPACE. BY 2012, THE BIOCAPACITY
PROVIDE THE NATURAL RESOURCES AND SERVICES
NATURE IN ALL OF ITS MANY FORMS AND FUNCTIONS
A FINITE PLANET, A BASIC UNDERSTANDING MUST
MODELS, BUSINESS MODELS AND LIFESTYLE CHOICES:
CAPITAL IS LIMITED. A SHARED UNDERSTANDING OF
COULD INDUCE A PROFOUND CHANGE THAT WILL

GROWN EXPONENTIALLY SINCE THE MID-20TH CENTURY.
TO HUMANITY ARE SUBJECT TO INCREASING RISK.
FROM THE HOLOCENE INTO A NEW GEOLOGICAL EPOCH,
MANY LIVING ORGANISMS IS NOW IN QUESTION. SPECIES
DECREASED IN ABUNDANCE BY 58 PER CENT BETWEEN
DECLINING ANIMAL POPULATIONS IS THE LOSS AND
VICTIMS OF THE DETERIORATING STATE OF NATURE:
HOSPITABLE TO OUR MODERN GLOBALIZED SOCIETY.
SYSTEMS BEYOND THE SAFE LIMIT OF THEIR SAFE
EQUIVALENT OF 1.6 EARTHS WAS NEEDED TO
HUMANITY CONSUMED IN THAT YEAR. TO MAINTAIN
AND TO CREATE AN EQUITABLE HOME FOR PEOPLE ON
INFORM DEVELOPMENT STRATEGIES, ECONOMIC
WE HAVE ONLY ONE PLANET AND ITS NATURAL
THE LINK BETWEEN HUMANITY AND NATURE
ALLOW ALL LIFE TO THRIVE IN THE ANTHROPOCENE.

LIVING ON THE EDGE

The evidence has never been stronger and our understanding never been clearer. Not only are we able to track the exponential increase in human pressure and the consequent degradation of natural systems, but we also now better understand the interdependencies of Earth's life support systems and their limits.

Lose biodiversity and the natural world including the life support systems as we know them will collapse. We depend on nature for the air we breathe, water we drink, the food and materials we use and the economy we rely on, and not least, for our health, inspiration and happiness.

For decades scientists have been warning that human actions are pushing life toward a sixth mass extinction. Evidence in this year's *Living Planet Report* supports this. Wildlife populations have already shown a concerning decline, on average by 67 per cent by the end of the decade. While environmental degradation continues, there are also signs that we are beginning a transition towards an ecologically sustainable future.

Despite 2016 set to be another hottest year on record, global CO₂ emissions have stabilized over the last two years, with some arguing they may even have peaked. Rampant poaching and wildlife trafficking is devastating ecosystems, but the U.S. and China have recently committed to a historic ban of domestic ivory trade.

Perhaps more importantly, the interdependence between the social, economic and environmental agendas is being recognized at the highest levels through the revolutionary approach adopted in defining the new set of the world's Sustainable Development Goals.

We need to transition to an approach that decouples human and economic development from environmental degradation—perhaps the deepest cultural and behavioural shifts ever experienced by any civilization.

These changes are upon us, and if we are awed by the scale of the challenges that this generation is facing, we should be equally motivated by the unprecedented opportunity to build a future in harmony with the planet.



Marco Lambertini,
Director General
WWF International

© WWF

RISK AND RESILIENCE IN A NEW ERA

Earth's ecosystems have evolved for millions of years. This process has resulted in diverse and complex biological communities living in balance with their environment. In addition to their intrinsic value, diverse ecosystems also provide the foundation for human livelihoods and well-being. However, the size and scale of the human enterprise have grown exponentially since the mid-20th century. As a result, nature and the services it provides to humanity are subject to increasing risk. To draw attention to our potentially perilous environmental situation, Nobel Prize winner Paul Crutzen and others suggest that we have transitioned from the Holocene into a new geological epoch, calling it the “Anthropocene”.

During the Anthropocene, the climate is changing rapidly, oceans are acidifying and entire biomes are disappearing – all at a rate measurable during a single human lifetime. The future of many living organisms is now in question. And not only wild plants and animals are at risk: increasingly, people are victims of the deteriorating state of nature. Climate and other predictive models suggest that without action during the Anthropocene the Earth will become much less hospitable to our modern globalized society.

Given our current trajectory toward the unacceptable conditions that are predicted for the Anthropocene, there is a clear challenge for humanity to learn how to operate within the environmental limits of our planet and to maintain or restore resilience of ecosystems. Our central role as driving force into the Anthropocene also gives reason for hope. Not only do we recognize the changes that are taking place and the risks they are generating for nature and society, we also understand their causes. These are the first steps to identifying solutions for restoring the ecosystems we depend upon and creating resilient and hospitable places for wildlife and people. Acting upon this knowledge will enable us to navigate our way through the Anthropocene.

THE GLOBAL LIVING PLANET INDEX

The Living Planet Index (LPI) measures biodiversity by gathering population data of various vertebrate species and calculating an average change in abundance over time. The LPI can be compared to the stock market index, except that, instead of monitoring the global economy, the LPI is an important indicator of the planet's ecological condition. The global LPI is based on scientific data from 14,152 monitored populations of 3,706 vertebrate species (mammals, birds, fishes, amphibians, reptiles) from around the world.

From 1970 to 2012 the LPI shows a 58 per cent overall decline in vertebrate population abundance (Figure 1). Population sizes of vertebrate species have, on average, dropped by more than half in little more than 40 years. The data shows an average annual decline of 2 per cent and there is no sign yet that this rate will decrease.

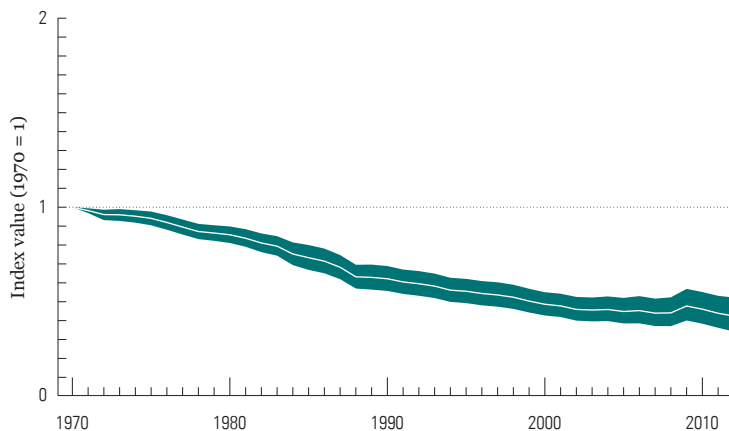


Figure 1: The Global Living Planet Index shows a decline of 58 per cent (range: -48 to -66 per cent) between 1970 and 2012

Trend in population abundance for 14,152 populations of 3,706 species monitored across the globe between 1970 and 2012. The white line shows the index values and the shaded areas represent the 95 per cent confidence limits surrounding the trend (WWF/ZSL, 2016).

Key

- Global Living Planet Index
- Confidence limits

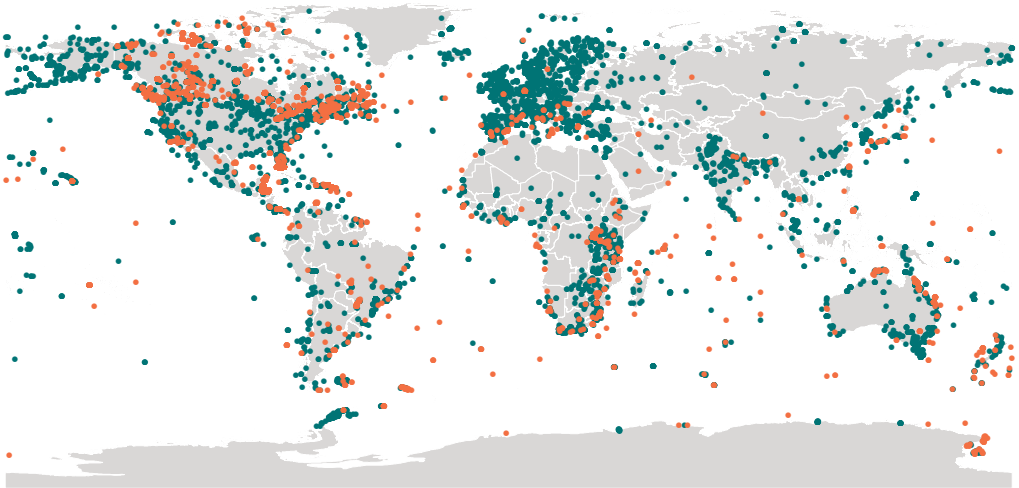
FROM 1970 TO 2012 THE GLOBAL LPI SHOWS A 58 PER CENT OVERALL DECLINE IN VERTEBRATE POPULATION ABUNDANCE

MONITORING SPECIES

Figure 2: The distribution of locations providing data for the Living Planet Index

Map showing the location of the monitored populations in the LPI. New populations added since the last report are highlighted in orange (WWF/ZSL, 2016).

The LPI database is continually evolving and for each *Living Planet Report* a larger dataset is available to use for the analysis. Since the last *Living Planet Report*, 668 species and 3,772 different populations have been added to the LPI database (Figure 2). The dataset is currently limited to populations of vertebrate species. Methods to incorporate invertebrates and plants are now in development.



THE TERRESTRIAL LPI SHOWS THAT POPULATIONS HAVE DECLINED BY 38 PER CENT OVERALL BETWEEN 1970 AND 2012



THE FRESHWATER LPI SHOWS THAT ON AVERAGE THE ABUNDANCE OF POPULATIONS MONITORED IN THE FRESHWATER SYSTEM HAS DECLINED BY 81 PER CENT BETWEEN 1970 AND 2012



THE MARINE LPI SHOWS A 36 PER CENT OVERALL DECLINE BETWEEN 1970 AND 2012

A CLOSER LOOK AT THREATS

Whether or not populations are in trouble depends on species resilience, location, and the nature of what threatens them. Threat information is available for about one third of populations in the LPI (3,776 populations). Over half of these populations (1,981) are declining. The most common threat to declining populations is the loss and degradation of habitat.

THREATS

Habitat loss and degradation



This refers to the modification of the environment where a species lives, by either complete removal, fragmentation or reduction in quality of key habitat characteristics. Common causes are unsustainable agriculture, logging, transportation, residential or commercial development, energy production and mining. For freshwater habitats, fragmentation of rivers and streams and abstraction of water are common threats.

Species overexploitation



There are both direct and indirect forms of overexploitation. Direct overexploitation refers to unsustainable hunting and poaching or harvesting, whether for subsistence or for trade. Indirect overexploitation occurs when non-target species are killed unintentionally, for example as bycatch in fisheries.

Pollution



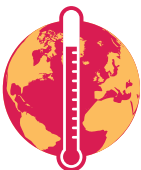
Pollution can directly affect a species by making the environment unsuitable for its survival (this is what happens, for example, in the case of an oil spill). It can also affect a species indirectly, by affecting food availability or reproductive performance, thus reducing population numbers over time.

Invasive species and disease



Invasive species can compete with native species for space, food and other resources, can turn out to be a predator for native species, or spread diseases that were not previously present in the environment. Humans also transport new diseases from one area of the globe to another.

Climate change



As temperatures change, some species will need to adapt by shifting their range to track suitable climate. The effects of climate change on species are often indirect. Changes in temperature can confound the signals that trigger seasonal events such as migration and reproduction, causing these events to happen at the wrong time (for example misaligning reproduction and the period of greater food availability in a specific habitat).

Figure 3: Threat type frequency for 703 declining terrestrial populations in the LPI database showing 1,281 recorded threats
Each population has up to three threats recorded, so the total number of recorded threats exceeds the number of populations (WWF/ZSL, 2016).

The LPI database contains threat information for 33 per cent of its declining **terrestrial populations** (n=703). Habitat loss and degradation are the most common threats to terrestrial populations (Figure 3), followed by overexploitation.

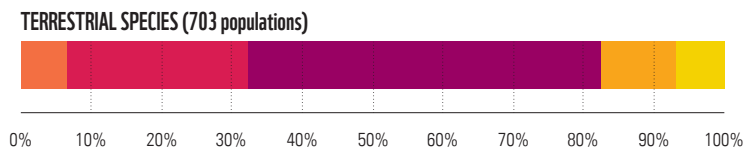


Figure 4: Threat type frequency for 449 declining freshwater populations in the LPI database showing 781 recorded threats
Each population has up to three threats recorded, so the total number of recorded threats exceeds the number of populations (WWF/ZSL, 2016).

The LPI database contains threat information for 31 per cent of its declining **freshwater populations** (n=449). Based on this information, the most common threats are habitat loss and degradation, mentioned in 48 per cent of analyzed population studies (Figure 4).

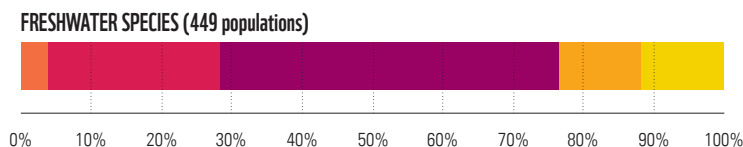
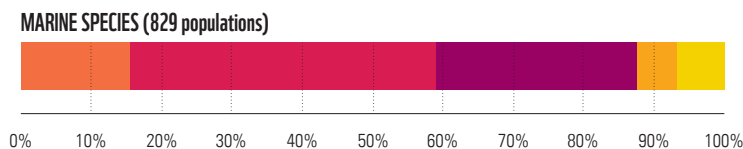


Figure 5: Threat type frequency for 829 declining marine populations in the LPI database showing 1,155 recorded threats
Each population has up to three threats recorded, so the total number of recorded threats exceeds the number of populations (WWF/ZSL, 2016).

Threat information is available for 29 per cent of declining **marine populations** (n=829). Data indicates that the most common threat for marine species is overexploitation, followed by loss and degradation of marine habitats (Figure 5).



Key

- Climate change
- Overexploitation
- Habitat loss / degradation
- Invasive species and disease
- Pollution

THE MOST COMMON THREAT TO DECLINING POPULATIONS IS THE LOSS AND DEGRADATION OF HABITAT

DAM REMOVAL FOR RIVER RESTORATION: THE ELWHA RIVER

Free-flowing rivers are the freshwater equivalent of wilderness areas. The natural flow variations of these rivers shape and form diverse riverine habitats, within and next to the river. In many places, connected, free-flowing rivers are crucial for carrying sediment downstream, bringing nutrients to floodplain soils, maintaining floodplains and deltas that protect against extreme weather events, and providing recreational opportunities or spiritual fulfillment. Almost everywhere that free-flowing rivers remain, they are home to vulnerable freshwater biodiversity. Dams and other infrastructure threaten these free-flowing rivers as they create barriers, causing fragmentation and alteration to flow regimes. Dams also affect long-distance migratory fishes by obstructing their migratory pathways, making it difficult or impossible to complete their life cycles.

The Elwha River in the Pacific Northwest of the United States provides a striking example. Two hydroelectric dams – the Elwha Dam constructed in 1914 and the Glines Canyon Dam completed in 1927 – blocked passage for migratory salmon. Local people reported a huge decline in adult salmon returning to the river after the Elwha Dam was constructed. This heavily affected the Lower Elwha Klallam Tribe, who relied on the river's salmon and other associated species in the watershed for physical, spiritual and cultural reasons. Salmon are a keystone species in that they bring nutrients from the coast inland, nourishing both terrestrial and aquatic species that benefit from this supply of nutrients.

In the mid-1980s the Elwha Klallam Tribe and environmental groups started to push for the removal of the Elwha and Glines Canyon dams. Eventually the Elwha River Ecosystem and Fisheries Restoration Act of 1992 was put in place, mandating the “full restoration of the fisheries and ecosystem”. After 20 years of planning, work to remove the Elwha Dam began in 2011, the largest dam removal in US history. The removal of the Glines Canyon Dam was completed in August 2014. Fish populations are expected to make a return to the river. Some chinook salmon already did in 2012, just after the Elwha dam came down.





ECOSYSTEM SERVICES: LINKING NATURE AND PEOPLE

The observed decline in species populations is inextricably linked to the state of the ecosystems that sustain them. Destruction of these ecosystems represents a risk not just to resident plants and wildlife, but to humans as well. For ecosystems provide us with food, fresh water, clean air, energy, medicine, and recreation. In addition, we depend upon healthy and diverse natural systems for the regulation and purification of water and air, climatic conditions, pollination and seed dispersal, and control of pests and diseases (Figure 6).

The available stock of renewable and non-renewable natural resources that supports human life (e.g., plants, animals, air, water, soils, minerals) can be described as “natural capital”. Natural capital delivers a flow of benefits to people both locally and globally. The benefits themselves are often referred to as “ecosystem services”.

Natural capital assets evolved to be self-sustaining. But increased human pressure – such as conversion of natural habitat to agriculture, overexploitation of fisheries, pollution of freshwater by industries, urbanization and unsustainable farming and fishing practices – is diminishing natural capital at a faster rate than it can be replenished. We are already experiencing the consequences of natural capital depletion. These consequences are expected to grow over time, increasing food and water insecurity, raising prices for many commodities, and increasing competition for land and water. Greater competition for natural capital will exacerbate conflict and migration, climate change and vulnerability to natural disasters such as flooding and drought. There will be a general decline in physical and mental health and well-being and this will lead to more conflict and migration.

HEALTHY ECOSYSTEMS ARE VITAL TO OUR SURVIVAL, WELL-BEING AND PROSPERITY

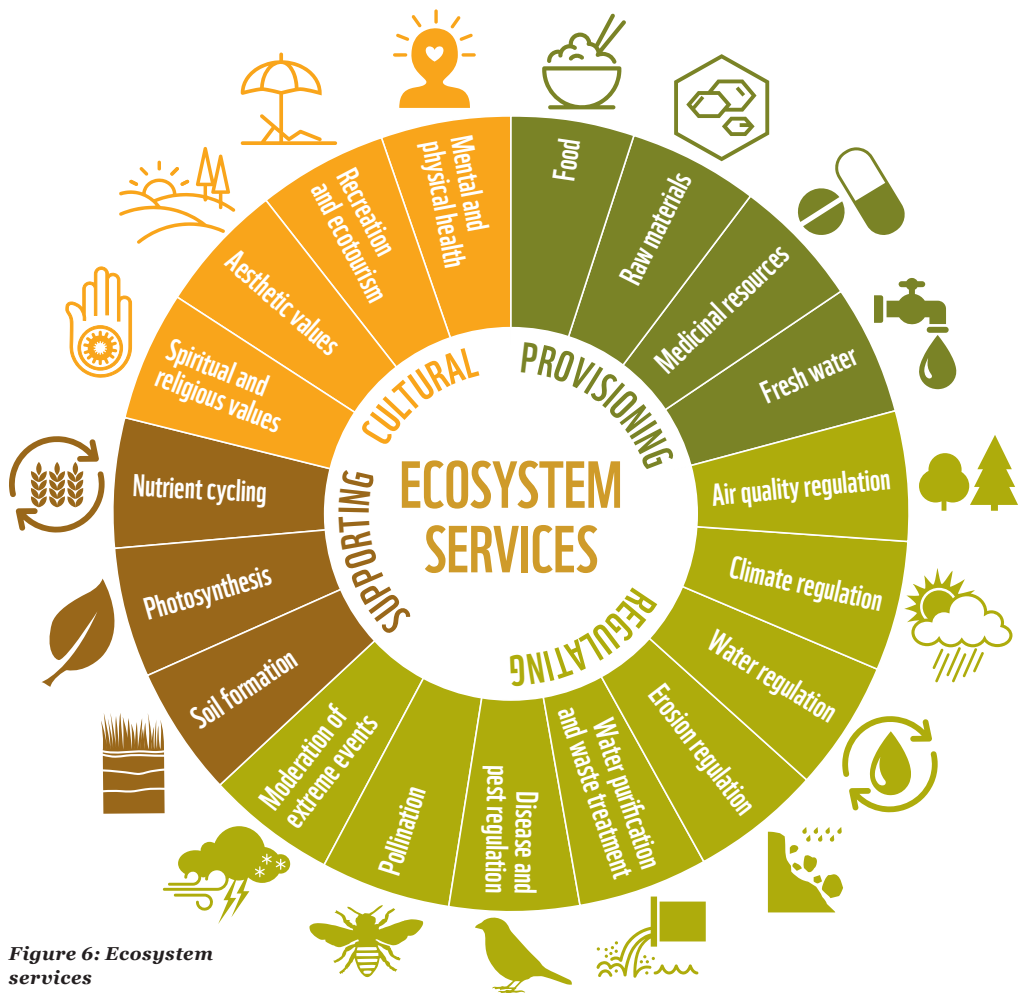


Figure 6: Ecosystem services

Provisioning services are the products obtained from ecosystems, regulating services are the benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, cultural services are the nonmaterial benefits people obtain from ecosystems and supporting services are those services that are necessary for the production of all other ecosystem services. Adapted from the Millennium Ecosystem Assessment, 2005.

**INCREASED HUMAN PRESSURE IS
DIMINISHING NATURAL CAPITAL
AT A FASTER RATE THAN IT CAN
BE REPLENISHED**

COMMUNITY MANGROVE RESTORATION MADAGASCAR

Mangroves protect and stabilize coastlines – particularly important as climate change brings more extreme storms and increased wave action. They also act as sinks, sequestering 3–5 per cent more carbon per unit area than any other forest system. But mangroves are disappearing, cleared for urban and tourism development or felled for fuel and building materials. Wise use of mangroves, such as creating coastal reserves and helping local communities develop livelihoods built on keeping them intact, is crucial for nature and people.

The most extensive mangrove cover, about a million hectares bordering the Western Indian Ocean, is found in the river deltas of Kenya, Madagascar, Mozambique and Tanzania. As an ecozone between land and sea, mangroves are home to a huge variety of creatures, from birds and land mammals to dugongs, five marine turtle species and many kinds of fish. And much of the economically important prawn harvest along this coast depends on mangroves for safe spawning and nursery grounds.

In the Melaky region on Madagascar's west coast, local people are taking action to remedy the loss of mangroves, which are crucial to their livelihoods. Since September 2015, men, women and children from the village of Manombo have become key players in mangrove conservation and restoration. Mangrove restoration benefits local communities by improving access to fish and crab stock, which provide a regular income, and builds resilience against climate change. The village community participated in a reforestation campaign, planting around 9,000 mangrove seedlings to restore degraded forests around their village. Next to Manombo, other communities have together planted 49,000 seedlings. For the local communities and the future of their forests, that equals a real success.





HUMAN IMPACTS ON THE PLANET

Throughout history there has been a limit to nature's capacity to absorb the impact of human development. In previous times, pollution and other pressures mainly resulted in the deterioration of local environments. But now we have strained the limits of natural resilience at the planetary level as well. The world's population has grown from about 1.6 billion people in 1900 to today's 7.3 billion. During this period, technological innovations and the use of fossil energy helped meet growing demand for resources.

Most notably, in the early 1900s an industrial method was developed for fixing nitrogen into ammonia. The resulting synthetic fertilizer now sustains about half of the world's population but also causes pollution of air, water and soils. Readily available fossil fuels provide energy for domestic use and industrial production, enabling global trade. But only at the cost of rising atmospheric CO₂ concentrations and global warming (Figure 7).

Human activities and accompanying resource uses have grown so dramatically, especially since the mid-20th century, that the environmental conditions that fostered our development and growth are beginning to deteriorate. It is clear that responding to risks at the planetary scale will be vastly more challenging than anything we have dealt with before. An Earth system perspective can help us to perceive complex relationships between human actions and global impacts that affect the natural state of the planet. It enables us to see how local changes have consequences that play out at other geographic scales, and to recognize that impacts that influence one system might affect other systems as well.

**HUMAN ACTIVITIES AND ACCOMPANYING RESOURCE
USES HAVE GROWN SO DRAMATICALLY THAT THE
ENVIRONMENTAL CONDITIONS THAT FOSTERED OUR
DEVELOPMENT AND GROWTH ARE BEGINNING TO
DETERIORATE**

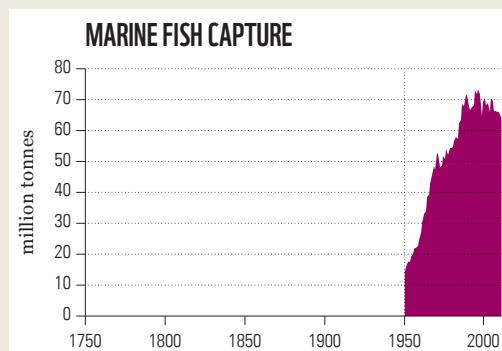
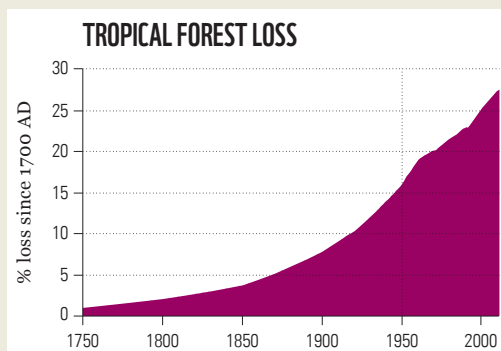
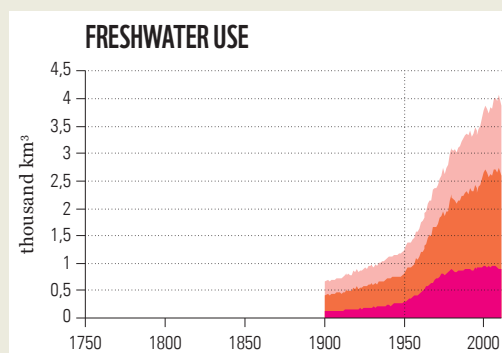
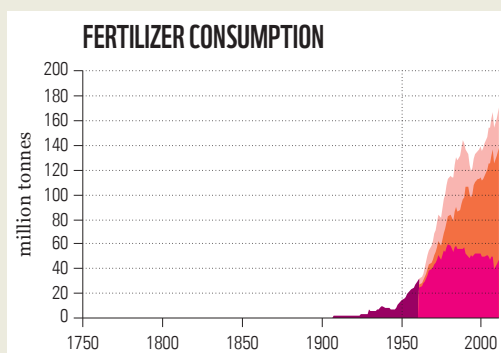
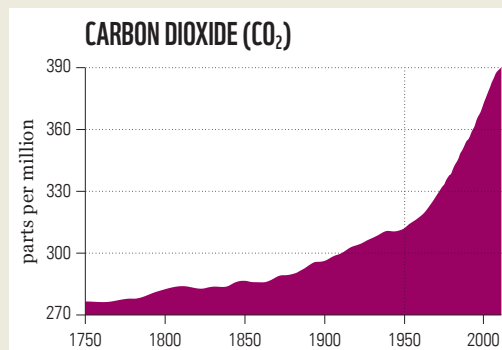
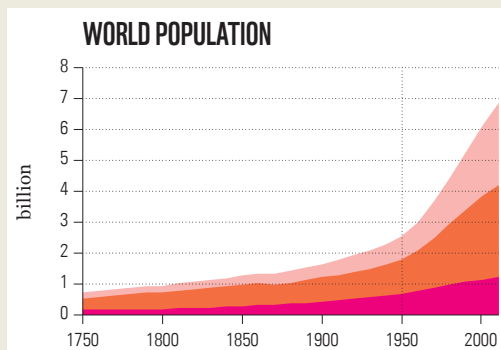
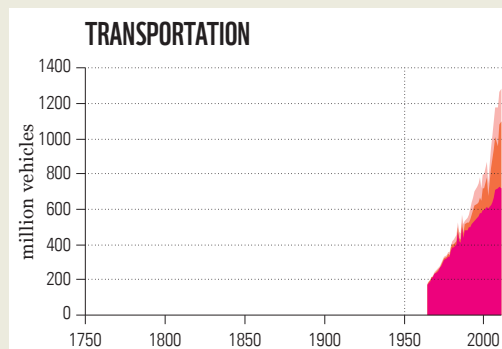


Figure 7: The “great acceleration”

Figures illustrate trends and how the size and scale of events have changed. Source: IGBP, 2016. Plots based on the analysis of Steffen et al., 2015b.

Key



PLANETARY BOUNDARIES

The Planetary Boundaries framework exemplifies such an Earth system perspective. It illustrates how global patterns of consumption and production lead to increased risk for both natural and human systems.

Nine human-produced alterations to the functioning of the Earth system form the basis of the Planetary Boundaries (Figure 8). They are 1) biosphere integrity (or destruction of ecosystems and biodiversity), 2) climate change, and 3) its twin problem ocean acidification, 4) land-system change, 5) unsustainable freshwater use, 6) perturbation of biogeochemical flows (nitrogen and phosphorus inputs to the biosphere), 7) alteration of atmospheric aerosols, 8) pollution by novel entities, 9) stratospheric ozone depletion. Based on our evolving understanding of the functioning and resilience of the global ecosystem, the Planetary Boundaries framework delineates safe limits for the functioning of these critical Earth subsystems. Within defined safe operating spaces human societies can develop and thrive. When we push beyond these boundaries, we risk causing irreversible changes to resources that we depend upon.

Although there is some degree of scientific uncertainty regarding the biophysical and societal effects of exceeding the boundaries, current analysis suggests that humans have already pushed four of these systems beyond the limit of their safe operating space. Attributable global impacts and associated risks to humans are already evident for climate change, biosphere integrity, biogeochemical flows and land-system change. Other assessments suggest that freshwater use has also passed beyond a safe threshold.

The Planetary Boundaries concept is useful for framing our current understanding of potential tipping points. Furthermore, it underscores the importance of applying the precautionary principle in the management of natural systems. Determining and respecting Planetary Boundaries could greatly reduce the risk that the Anthropocene will become inhospitable to life as we know it.

**THE PLANETARY
BOUNDARIES CONCEPT
ILLUSTRATES THE
RISKS OF HUMAN
INTERFERENCE WITH
THE EARTH SYSTEM**

**ANALYSIS SUGGESTS
THAT HUMANS HAVE
ALREADY PUSHED FOUR
OF THESE SYSTEMS
BEYOND THE LIMIT OF A
SAFE OPERATING SPACE**

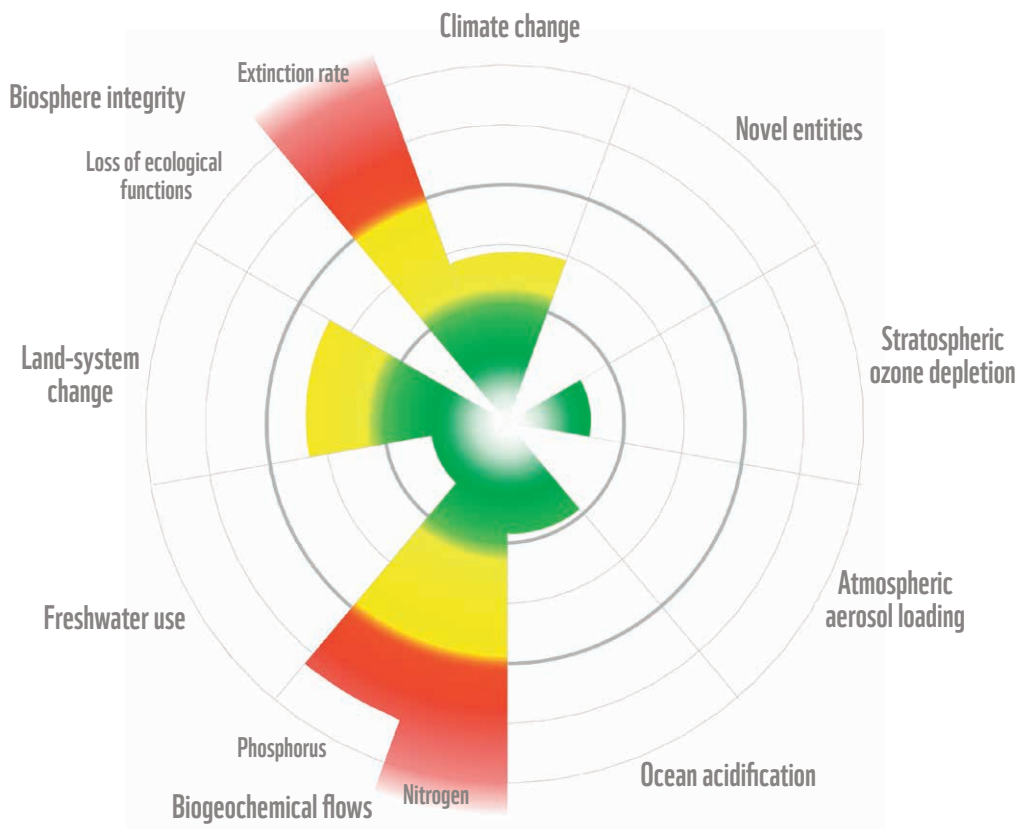


Figure 8: Planetary Boundaries

The green zone is the safe operating space (below the boundary), yellow represents the zone of uncertainty, with an increasing risk of disrupting Earth system stability; and red is the high-risk zone, pushing the Earth system out of a stable Holocene-like state. The Planetary Boundary itself lies at the inner heavy circle (Steffen et al., 2015).

Key

- Beyond zone of uncertainty (high risk)
- In zone of uncertainty (increasing risk)
- Below boundary (safe)

One thing is clear: we cannot tackle just one boundary without addressing the others. Changes in the Planetary Boundaries are not isolated from one another; changes in one can be amplified through changes to other boundary categories. If we seek to fix climate change by removing CO₂ from the atmosphere through new technologies and emission reductions, but fail to consider the role of land-system change, biogeochemical flows and the other subsystems on the integrity of the biosphere, we will fail to chart a sustainable course through the Anthropocene.

ECOLOGICAL FOOTPRINT OF CONSUMPTION

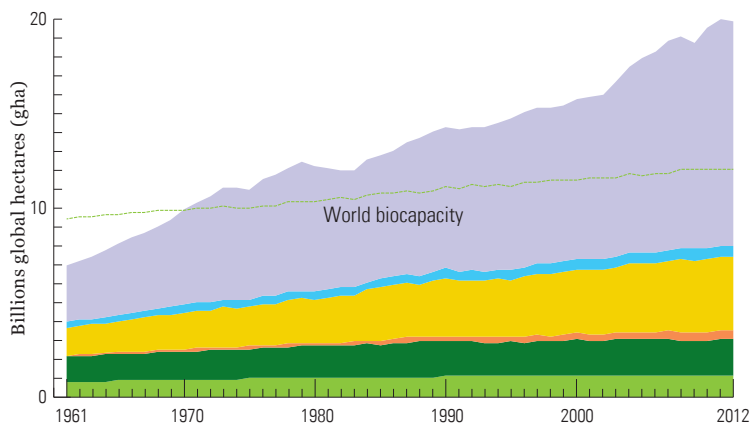
Since the early 1970s, humanity has been demanding more than our planet can sustainably offer. By 2012, the biocapacity equivalent of 1.6 Earths was needed to provide the natural resources and services humanity consumed in that year. Exceeding the Earth's biocapacity to such a degree is possible only in the short term. Only for a brief period can we cut trees faster than they mature, harvest more fish than the oceans can replenish, or emit more carbon into the atmosphere than the forests and oceans can absorb. The consequences of this "overshoot" are already clear: habitat and species populations are declining, and carbon in the atmosphere is accumulating.

Even as the consequences of human pressure on the environment are increasingly acknowledged and observed, society has yet to make a rational economic response. According to Ecological Footprint data from the past four decades, the few instances of reductions in the total global Ecological Footprint do not correspond to intentional policies to limit human impact on nature. Rather they were reactions to major economic crises, such as the 1973 oil crisis, the deep economic recession in the USA and many of the OECD countries during 1980-1982 and the 2008-2009 global economic recession. Furthermore, the reductions in total Ecological Footprint were only temporary and were followed by a rapid climb.

Figure 9: Global Ecological Footprint by component vs Earth's biocapacity, 1961-2012
Carbon is the dominant component of humanity's Ecological Footprint (ranging from 43 per cent in 1961 to 60 per cent in 2012). It is the largest Footprint component at the global level as well as for 145 of the 233 countries and territories tracked in 2012. Its primary cause has been the burning of fossil fuels – coal, oil and natural gas. The green line represents the Earth's capacity to produce resources and ecological services (i.e., the biocapacity). It has been upward trending slightly, mainly due to increased productivities in agriculture (Global Footprint Network, 2016). Data are given in global hectares (gha).

Key

- Carbon
- Fishing grounds
- Cropland
- Built-up land
- Forest products
- Grazing land



Exploring the Ecological Footprint of Consumption

The Ecological Footprint equates humanity's demand on nature to the amount of biologically productive area required to provide resources and absorb waste (currently just carbon dioxide from fossil fuel, land-use change and cement). It considers six demand categories:



CROPLAND FOOTPRINT

refers to the demand for land on which to produce food and fibre for human consumption, feed for livestock, oil crops and rubber.



GRAZING LAND FOOTPRINT

refers to the demand for rangelands to raise livestock for meat, dairy, leather and wool products.



FISHING GROUNDS FOOTPRINT

refers to the demand for marine and inland water ecosystems necessary to generate the annual primary production (i.e., phytoplankton) required to support seafood catch as well as aquaculture.



FOREST PRODUCT FOOTPRINT

refers to the demand for forests to provide fuel wood, pulp and timber products.



BUILT-UP LAND FOOTPRINT

refers to the demand for biologically productive areas needed for infrastructure, including transportation, housing and industrial structures.

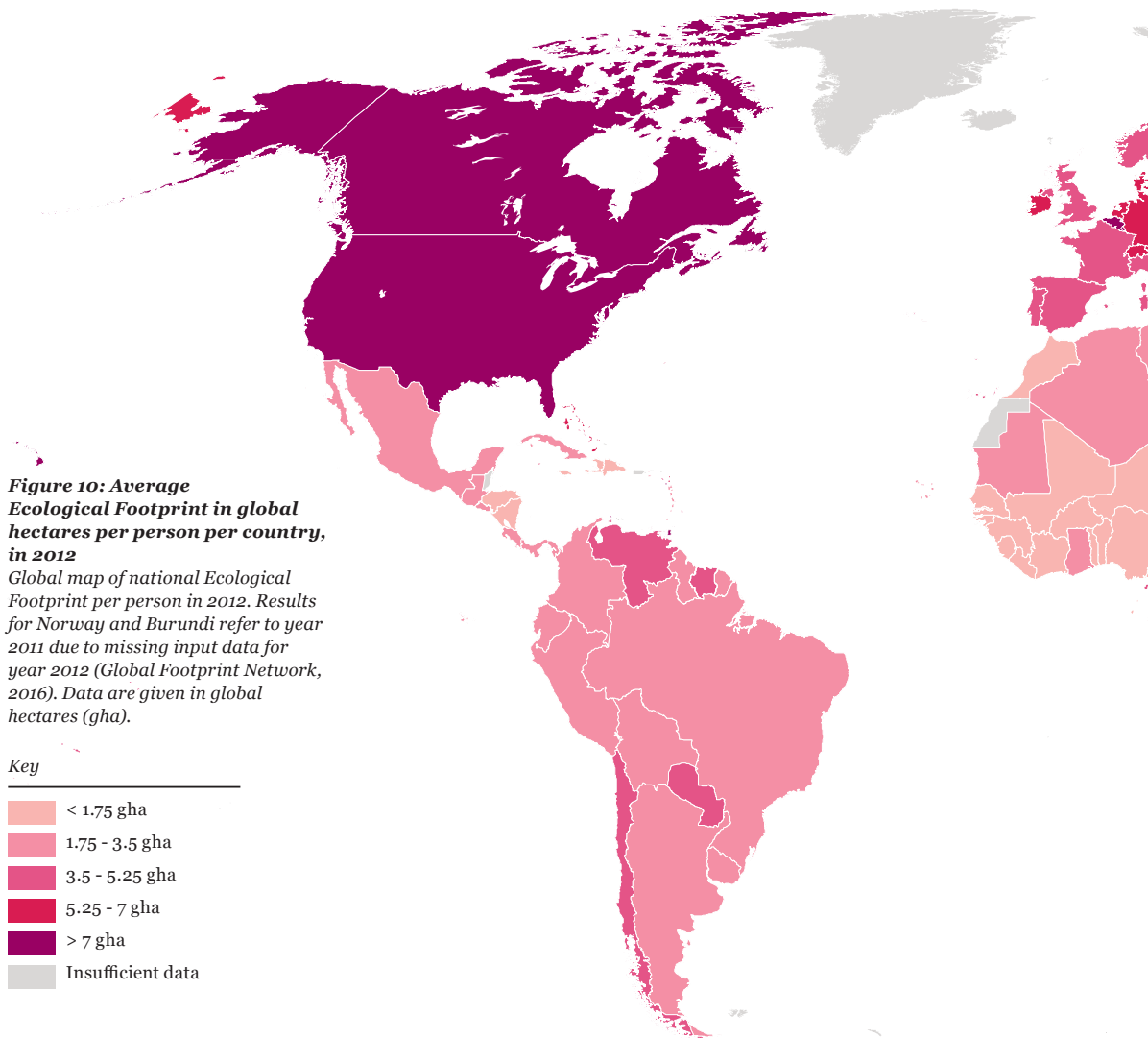


CARBON FOOTPRINT

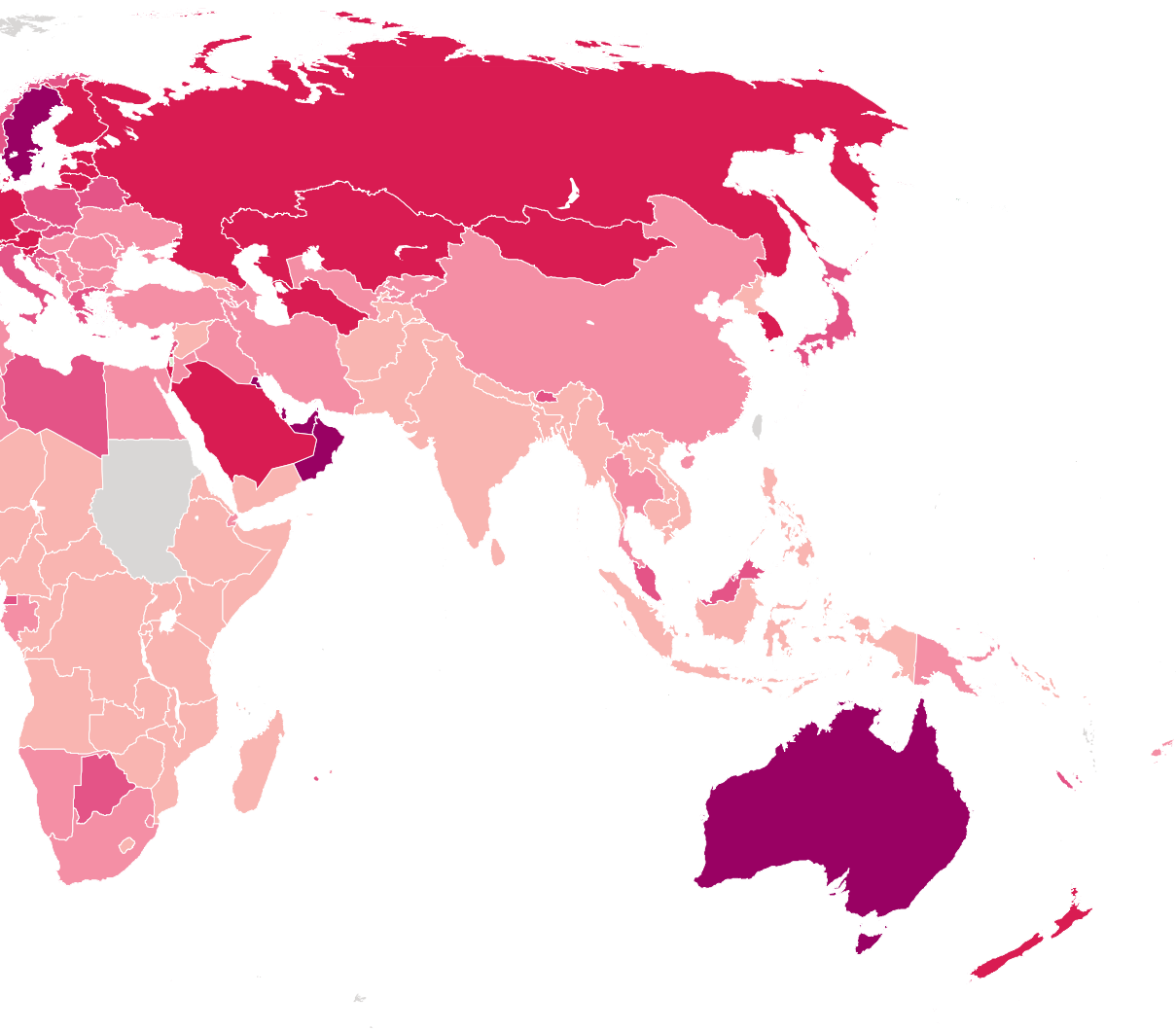
refers to the demand for forests as the primary ecosystems available to long-term sequester carbon not otherwise absorbed by the oceans. It captures different rates of carbon sequestration depending on the degree of human management of forests and the type and age of forests, and includes the emissions related to forest wildfires, soil and harvested wood.

MAPPING THE ECOLOGICAL FOOTPRINT OF CONSUMPTION

Average per capita Ecological Footprints differ among countries due to varying levels of total consumption. They also vary according to the demand for individual Footprint components. These components include the quantity of goods and services residents consume, natural resources used, and carbon generated to provide these goods and services. Figure 10 shows the average Ecological Footprint per person per country in 2012.



Among countries with large per capita Ecological Footprints, the carbon component is particularly high due to both fossil fuels consumption and the use of energy-intensive goods. Per capita Ecological Footprints of several countries are as much as six times larger than the available per capita share of global biocapacity (1.7 gha). This implies that residents of these countries are placing disproportionate pressure on nature as they appropriate more than their fair share of the Earth's resources. At the other end of the scale, some of the world's lowest-income countries have per capita Ecological Footprints that are less than half the per capita biocapacity available globally, as many people in these countries struggle to meet basic needs.



ECOLOGICAL RESTORATION OF THE LOESS PLATEAU IN CHINA

China's Loess Plateau, the birthplace of the largest ethnic group on the planet, was once an abundant forest and grassland system. One of the central civilizations on Earth grew on the plateau while simultaneously reducing biodiversity, biomass and accumulated organic matter. Over time, the landscape lost its ability to absorb and retain moisture, causing an area the size of France to dry out. Without the constant nutrient recycling from decaying organic matter, the soil lost its fertility and was eroded away by the wind and water, leaving a vast barren landscape. By 1,000 years ago the site of the magnificent early dynasties in China had been abandoned by the wealthy and powerful. By the mid-1990s the plateau was mainly famous for the recurrent cycle of flooding, drought and famine known as "China's Sorrow".

Today, large areas of the Loess Plateau have been restored. The changes have been brought about by differentiating and designating ecological and economic land, terracing, sediment traps, check dams and other methods of infiltrating rainfall. At the same time, efforts have been made to increase biomass and organic material through massive planting of trees in the ecological land and using sustainable, climate-smart agricultural methods in the economic lands.

The crucial step toward restoration was the understanding that, in the long run, safeguarding ecosystem functions is vastly more valuable than the production and consumption of goods and services. It therefore made sense to designate as much of the land as possible as ecological land. This also led to a counter-intuitive outcome: concentrating investment and production in smaller areas was found to increase productivity. It's a clear illustration of how functional ecosystems are more productive than dysfunctional ones.

The work on China Loess Plateau shows that it is possible to restore large-scale degraded ecosystems. This helps us adapt to climate impacts, makes the land more resilient and increases productivity. The Loess Plateau also shows that valuing ecosystem function higher than production and consumption provides humanity with the logical framework to choose to make long-term investments and see the positive results of trans-generational thinking.





PROBLEM SOLVING IN A COMPLEX WORLD

It is clear that we need to steer the course of socio-economic development onto a pathway that does not conflict with the welfare of people and the biosphere. But the increased risk associated with exceeding Planetary Boundaries, the expansion of consumption footprints, and the continuous decline of Living Planet Indices signal that sustainability efforts to date have been far from sufficient. So how can we begin to affect development in a way that will make essential changes at a relevant magnitude?

IN SPITE OF THE COMPLEXITY, WE OFTEN TURN TO SUPERFICIAL SOLUTIONS WHEN TRYING TO SOLVE COMPLEX PROBLEMS

A prerequisite for affecting significant change in human systems is to understand the nature of the decision-making that results in environmental, social and ecological degradation. Trillions of decisions and actions take place every day, resulting in both visible and invisible impacts on society and the Earth system. In spite of the complexity that defines our problems, we often turn to superficial solutions when trying to solve them.

System thinking can help us ask the right questions by examining complex problems layer by layer and then analyzing the connections between these layers. A common tool used in systems thinking is the “four levels of thinking” model. It is designed to identify root causes and basic dynamics of complex problems.

The first level events represents only the “tip of the iceberg” phenomena within a system. Because events are tangible or visible and immediate, most policy discussion and problem-solving interventions occur at this level. But when addressing events we are treating symptoms but not the source of a problem. By applying the four levels of thinking it becomes clear why tip-of-the-iceberg solutions may not have long-lasting effects. If the issue has deep roots within our socio-economic system, it will simply re-emerge at different times or in different places.

FINDING SOLUTIONS REQUIRES A MUCH DEEPER UNDERSTANDING OF PRESSURES, DRIVERS, ROOT CAUSES AND THE BASIC DYNAMICS OF SYSTEMS

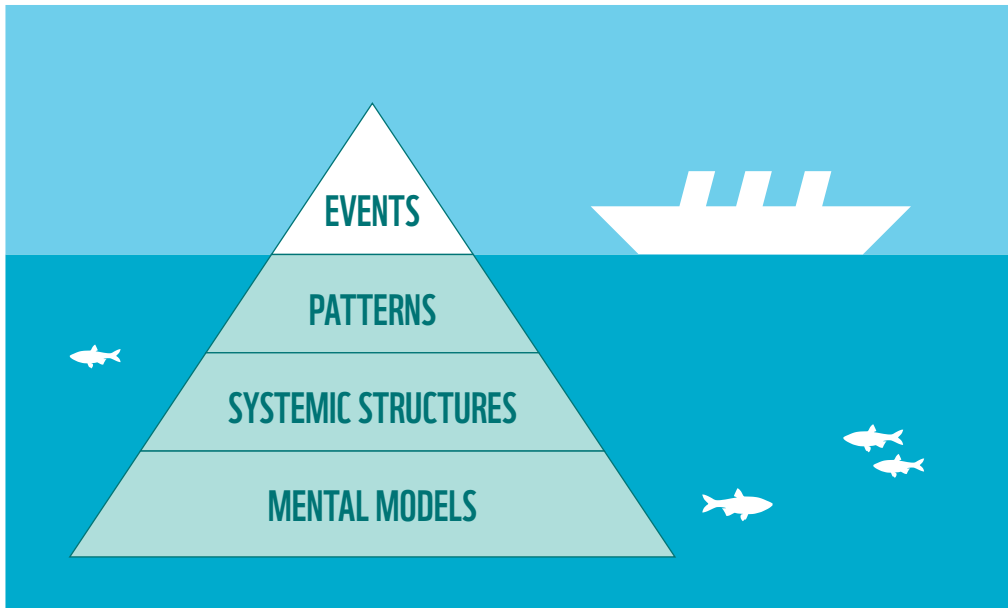


Figure 11: An illustration of the “four levels of thinking” model

showing that events or symptoms are only the tip of the iceberg in the overall dynamics of a system. Meanwhile the underlying determinants of the system’s behaviour are less apparent. The deeper we go below the surface events, the closer we get toward “root causes”. Adapted from Maani and Cavana (2007).

The second level of thinking concerns the patterns that emerge when a set of events repeatedly occurs to form recognizable behaviours or outcomes. For instance, a single event can be an individual choice about what to buy in the supermarket. Only when these events are grouped together and arranged on a timeline can we see the bigger pattern forming from the choices of many individuals in the supermarket.

The third level of thinking reveals systemic structures, which are the political, social, biophysical or economic structures that constrain the way different elements in the system can behave and interact. It is at this level that we truly begin to understand the causal relationships between events and various actors within the system. One of these constraining systemic structures is our prevailing global economic model.

At the fourth and deepest level of thinking are the mental models of individuals and organizations that reflect the beliefs, values and assumptions that we personally hold. Mental models – which can vary across cultures – are rarely taken into account in decision-making. However, belief systems – “we need to get richer in order to be happier”, “people are poor because they don’t try hard enough” – significantly affect all levels above. Mental models influence the design of system structures, the guidelines and incentives that govern behaviours, and ultimately, the individual events that make up the flow of daily life.

A RESILIENT PLANET FOR NATURE AND PEOPLE

The 21st century presents humanity with a dual challenge: to maintain nature in all of its many forms and functions and to create an equitable home for people on a finite planet. The UN 2030 Agenda for Sustainable Development combines the economic, social and ecological dimensions necessary to sustain human society through the Anthropocene. These dimensions are all interconnected and must therefore be addressed in an integrated manner. Furthermore, a basic understanding must inform development strategies, economic models, business models and lifestyle choices: we have only one planet and its natural capital is limited.

The WWF “One Planet Perspective” outlines better choices for governing, using and sharing natural resources within the Earth’s ecological boundaries. Adoption of this perspective will help nations meet their Sustainable Development Goals commitments by aligning individual initiative, corporate action and government policy in order to attain a sustainable global society.

When applied to business, “One Planet Thinking” encourages companies to align their operations so that they are actively contributing to a healthy and resilient planet for future generations. Minor changes to improve efficiency in resource use or to reduce pollution through end-of-pipe solutions will not bring about the magnitude of needed change.

The idea behind making better choices is to create a situation where food, energy and water is available to all, biodiversity is maintained, and ecosystem integrity and resilience are ensured. Resilient ecosystems would be able to absorb and recover from shocks and disturbances, maintain functionality and service by adapting to disruptions, and transform when necessary.

**A BASIC UNDERSTANDING MUST INFORM OUR STRATEGIES:
WE HAVE ONLY ONE PLANET AND ITS NATURAL CAPITAL
IS LIMITED**



Figure 12: WWF One Planet Perspective
 The better choices outlined in the figure lead to ecosystem integrity, biodiversity conservation and food, water and energy security.

THE WWF “ONE PLANET PERSPECTIVE” OUTLINES BETTER CHOICES FOR GOVERNING, USING AND SHARING NATURAL RESOURCES WITHIN THE EARTH’S ECOLOGICAL BOUNDARIES

TRANSITIONING THE GLOBAL ECONOMIC SYSTEM

How do we define what constitutes a better choice? Systems thinking can help us understand the underlying causes of unsustainable development. Once the patterns, systemic structures and mental models that shape the destructive aspects of the human enterprise are identified and analysed, leverage points are easier to perceive. Leverage points are those places in a system where a given amount of change can result in the largest possible impact. Common leverage points for sustainability include government and corporate planning efforts, technological innovation, trade agreement negotiations, and the influence of large social organizations.

Changing the global economic system would entail a transformation in which human development is decoupled from environmental degradation and social exclusion. For this to occur, a number of significant changes – both incremental and radical – would need to take place in the areas of natural capital protection, governance, financial flows, markets, and the energy and food systems.

Preserving natural capital

To adequately protect natural capital, resources need to be used sustainably, and the global network of protected areas needs to be expanded. Adequate funding mechanisms are needed if protective area management is to be effective.



Equitable resource governance

Legal and policy frameworks should support equitable access to food, water and energy, and stimulate inclusive processes for sustainably managed land and sea use. This also requires an evolved definition of well-being and success that includes personal, societal and environmental health. Decision making should consider future generations as well as the functional value of nature.

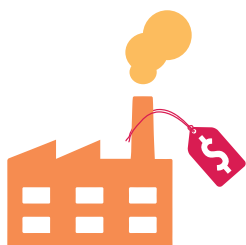


Redirecting financial flows



Sustainable financial flows that support conservation and sustainable ecosystem management are an essential enabling condition for both preserving natural capital and promoting resilient and sustainable markets. Still, many financial institutions continue to invest substantially in harmful and unsustainable activities such as coal mining, environmentally-destructive agriculture and oil drilling.

Resilient markets for production and consumption



Producing better and consuming more wisely are key to establishing resilient markets that operate within our planet's safe operating space, safeguard our natural wealth, and contribute to our economic and social well-being. Sustainable resource management and incorporation of the true costs of production in the value chain represent better choices in this regard.

Transformation of energy and food systems



Redirecting our path toward sustainability requires fundamental changes in two important systems: energy and food. Current structures and behaviours within these two systems have a tremendous impact on biodiversity, ecosystem resilience and human well-being.

Toward sustainable renewable energy sources



As fossil-fuel burning is the largest manmade driver of climate change, the vast majority of fossil fuels would be best left in the ground. Fortunately, renewable energy alternatives are becoming more and more competitive. Further development and rapid widespread adoption of renewable energy innovations are expected to reduce climate risks, while improving human health, boosting our economies, and creating jobs to replace those in fossil-based industries. While the global transition toward sustainable renewable energy sources such as wind and solar remains an immense task, many countries are already committed to transforming their traditional energy supply systems.

Toward resilient food systems

Food production is one of the primary causes of biodiversity loss through habitat degradation, overexploitation of species such as overfishing, pollution and soil loss. It is also a primary force behind the transgression of the Planetary Boundaries for nitrogen, phosphorus, climate change, biosphere integrity, land-system change and freshwater use. Even though its environmental impacts are immense, the current food system is expected to expand rapidly to keep up with projected increases in population, wealth and animal-protein consumption.

Transitioning toward an adaptive and resilient food system that provides nutritious food for all within the boundaries of a single planet is a daunting but essential goal. Various structures within the current industrialized global food system reinforce the status quo, including agricultural subsidies, governmental research programmes, and metrics that do not consider the environmental, social, ethical and cultural impacts in the costs of production. Imperfect as they are, these same structures also represent leverage points for change.

Agricultural production is highly influenced by consumption choices, lifestyles, waste and distribution. So, while reducing agriculture's environmental impacts and reducing waste along the food chain will be instrumental in meeting future needs, reducing the footprint of food consumption can make a significant contribution as well.

Optimizing productivity by diversifying farms and farming landscapes, increasing biodiversity and stimulating interactions between different species can be part of holistic strategies to build healthy agro-ecosystems, secure livelihoods, protect natural systems and preserve biodiversity. Diversified farming is applicable to all types of agriculture, including highly specialized industrial agriculture and subsistence farming.

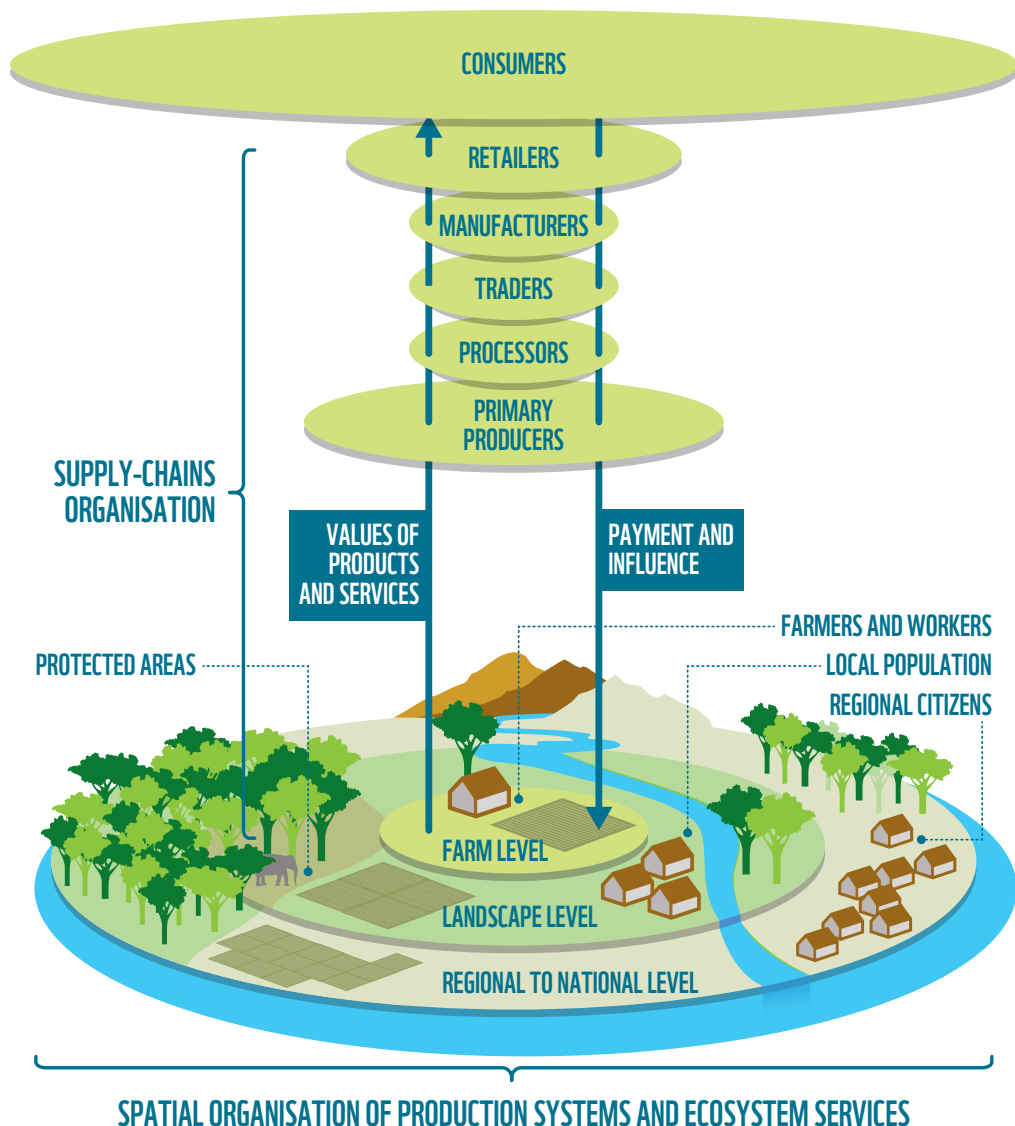
In addition to farmers, other stakeholders along the food supply chain can contribute to and promote sustainable agricultural practices at the landscape level. For example, food retailers can influence production practices at the landscape scale and – through prices – they can alert consumers to the environmental costs of production, thereby shifting demand for sustainable products.

**TRANSITIONING
TOWARD AN ADAPTIVE
AND RESILIENT
FOOD SYSTEM THAT
PROVIDES NUTRITIOUS
FOOD FOR ALL WITHIN
THE BOUNDARIES OF
A SINGLE PLANET
IS A DAUNTING BUT
ESSENTIAL GOAL.**

Companies in the supply chain could encourage landscape-scale diversification as it will reduce variability in supply and improve recovery from shocks, making their own business interests more resilient to risk. Moreover, landscapes that integrate crop, livestock and forestry systems with natural areas experience a higher, and more resilient, provision of ecosystem services such as crop pollination and pest control by natural enemies.

Figure 13: Interaction between supply-chain and integrated landscape approach

Adapted from Van Oorschot et al., 2016; WWF MTI, 2016.



THE PATH AHEAD

The facts and figures in the *Living Planet Report* tend to paint a challenging picture, yet there is still plenty of room for optimism. If we manage to undergo the critical transitions necessary, the reward will be immense. Fortunately, we are not starting from scratch. There are several countries that have managed to raise the standards of living for their populations while using resources at much less intensity than industrial countries. Furthermore, the world is reaching a solid consensus regarding the direction we must take. In 2015, the 2030 Sustainable Development Goals were adopted. And at the Paris climate conference (COP21) in December 2015, 195 countries adopted a global agreement to combat climate change, and to accelerate and intensify the actions and investments needed for a sustainable low-carbon future. Finally, we have never before had such an understanding of the scale of our impact on the planet, the way the key environmental systems interact or the way in which we can manage them.

Ultimately, addressing social inequality and environmental degradation will require a global paradigm shift toward living within Planetary Boundaries. We must create a new economic system that enhances and supports the natural capital upon which it relies.

The speed at which we transition to a sustainable society is a key factor for determining our future. Allowing and fostering important innovations and enabling them to undergo rapid adoption in a wider arena is critical. Sustainability and resilience will be achieved much faster if the majority of the Earth's population understand the value and needs of our increasingly fragile Earth. A shared understanding of the link between humanity and nature could induce a profound change that will allow all life to thrive in the Anthropocene.

**SUSTAINABILITY AND RESILIENCE WILL
BE ACHIEVED MUCH FASTER IF THE
MAJORITY OF THE EARTH'S
POPULATION UNDERSTAND
THE VALUE AND NEEDS
OF OUR INCREASINGLY
FRAGILE EARTH**



WWF WORLDWIDE NETWORK

WWF Offices*

Armenia	Laos
Australia	Madagascar
Austria	Malaysia
Azerbaijan	Mexico
Belgium	Mongolia
Belize	Mozambique
Bhutan	Myanmar
Bolivia	Namibia
Brazil	Nepal
Bulgaria	Netherlands
Cambodia	New Zealand
Cameroon	Norway
Canada	Pakistan
Central African Republic	Panama
Chile	Papua New Guinea
China	Paraguay
Colombia	Peru
Croatia	Philippines
Democratic Republic of Congo	Poland
Denmark	Romania
Ecuador	Russia
Fiji	Singapore
Finland	Solomon Islands
France	South Africa
French Guyana	Spain
Gabon	Suriname
Georgia	Sweden
Germany	Switzerland
Greece	Tanzania
Guatemala	Thailand
Guyana	Tunisia
Honduras	Turkey
Hong Kong	Uganda
Hungary	United Arab Emirates
India	United Kingdom
Indonesia	United States of America
Italy	Vietnam
Japan	Zambia
Kenya	Zimbabwe
Korea	

WWF Associates*

Fundación Vida Silvestre (Argentina)
 Pasaules Dabas Fonds (Latvia)
 Nigerian Conservation Foundation (Nigeria)

***As at August 2016**

Publication details

Published in October 2016 by WWF – World Wide Fund for Nature (formerly World Wildlife Fund), Gland, Switzerland (“WWF”). Any reproduction in full or in part of this publication must be in accordance with the rules below, and mention the title and credit the above-mentioned publisher as the copyright owner.

Recommended citation:
 WWF. 2016. *Living Planet Report 2016: Summary*. WWF, Gland, Switzerland.

Notice for text and graphics:
 © 2016 WWF. All rights reserved.

Reproduction of this publication (except the photos) for educational or other non-commercial purposes is authorized subject to advance written notification to WWF and appropriate acknowledgement as stated above. Reproduction of this publication for resale or other commercial purposes is prohibited without WWF's prior written permission. Reproduction of the photos for any purpose is subject WWF's prior written permission.

The designation of geographical entities in this report, and the presentation of the material, do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of WWF concerning the legal status of any country, territory, or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries.

Design by: peer&digitalesupermarkt

Cover photograph:
 © Bjorn Holland - Getty Images

ISBN 978-2-940529-41-4

See LPR 2016 for a comprehensive list of references and sources for all data in this summary.

This summary document has been printed on FSC certified Revive Silk.

fsc logo to be added by printer

LIVING PLANET REPORT 2016

100%
RECYCLED



BIODIVERSITY

The Living Planet Index, which measures biodiversity abundance levels based on 14,152 monitored populations of 3,706 vertebrate species, shows a persistent downward trend.

RISKS

Our use of natural resources has grown dramatically, particularly since the mid-20th century, so that we are endangering the key environmental systems that we rely upon.



ANTHROPOCENE

Scientists propose that, as a result of human activity, we have transitioned from the Holocene into a new geological epoch: the "Anthropocene".

RESILIENCE

The 21st century presents humanity with a dual challenge to maintain nature in all of its many forms and functions and to create an equitable home for people on a finite planet.



Why we are here

To stop the degradation of the planet's natural environment and to build a future in which humans live in harmony with nature.

panda.org/lpr

Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem

– en litteratursammanställning



Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem

– en litteratursammanställning

Ingemar Näslund, Länsstyrelsen i Jämtlands län

Johan Kling, Havs- och vattenmyndigheten

Jakob Bergengren, Länsstyrelsen i Jönköpings län

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-09-04

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-9187025-35-8

Omslagsbild: Grunddamm i Faxälven nedströms Ramsele kraftverk. Foto: Ingemar Näslund.

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Förord

Havs- och vattenmyndigheten har ett ansvar att arbeta för levande hav, sjöar och vattendrag. Myndigheten ska verka för att de direktiv som svenska staten ratificerat och som rör biologisk mångfald i våra vatten implementeras i svensk havs- och vattenförvaltning. EU:s ramdirektiv för vatten är en viktig pusselbit i Sveriges arbete med bevarande och utveckla den ekologiska statusen i våra vatten. Även Art- och habitatdirektivet är viktigt för att bevara och skydda hotade arter och livsmiljöer. Direktiven är båda införlivade i lagstiftningen och i de nya etappmålen tillhörande de nationella miljökvalitetsmålen.

I Sveriges arbete med att uppnå de fastställda miljökvalitetsnormerna, antingen i form av god ekologisk status eller god ekologisk potential i de fall vattenförekomsten har pekats ut som kraftigt modifierad, kommer det behövas åtgärder som kan påverka verksamheter. Inom vattenförvaltningen har det konstaterats att vattenkraften är en av de största påverkanskällorna på den ekologiska statusen. Det kommer därför behövas en ekologisk anpassning av vattenkraften. Samtidigt är vattenkraften en av våra viktigaste energikällor med oöverträffade egenskaper i energisystemet. Framförallt är dess stora förmåga att reglera på korta tidsintervall en unik egenskap bland energikällorna.

För att kunna koppla rätt påverkanstryck till rätt verksamhet och fastställa kostnadseffektiva åtgärder, behövs kunskap om olika verksamheters påverkan på vattenmiljöerna. Denna rapport är en litteratursammanställning av vattenkraftens påverkan på hydromorfologin och ekologin i framförallt vattenmiljöerna. Sammanställningen ska ses som en generell bild av påverkan. I enskilda fall varierar påverkan betydligt beroende teknisk utformning, de hydromorfologiska förutsättningarna, andra påverkanskällor i samma system och inte minst den vatten- och landlevande faunan och florans sammansättning. Utgångspunkten för litteratursammanställningen har varit vetenskapligt granskad och publicerad litteratur.

Rapporten är i huvudsak framtagen inom vattenmyndigheternas gemensamma projekt, Vattenkraften i vattenförvaltningen, som också finansierades av dessa myndigheter. Slutlig utformning och publicering har genomfört gemensamt mellan Havs- och vattenmyndigheten och de fem vattenmyndigheterna.

Havs- och vattenmyndigheten har inte tagit ställning till innehållet i rapporten utan författarna ansvarar för det som framförs i rapporten.

Göteborg 4 september 2013

Ingemar Berglund

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	5
BAKGRUND	7
VATTENKRAFT – PRINCIPER FÖR VERKSAMHETEN	9
Vattenkraftanläggningar.....	11
VATTENKRAFTENS INVERKAN PÅ DEN AKVATISKA MILJÖN.....	21
Barriäreffekter	25
Hydrologi.....	25
Sedimenttransport.....	35
Vattentemperatur och isförhållanden	39
Vattenkvalitet	41
Morfologi	42
Primärproduktion samt fördelning av alloktont organiskt material.....	44
Bottenfauna	46
Fisk	50
Fåglar, däggdjur, grodor.....	55
Interaktion med landmiljöer	57
Systemeffekter	59
UNDERSÖKNING AV VATTENKRAFTENS MILJÖKONSEKVENSER.....	61
Begränsningar.....	61
Checklista för analys av miljöpåverkan	62
FORTSATT KUNSKAPSUTVECKLING.....	66
REFERENSER	68

Sammanfattning

Arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten har visat att fysisk påverkan är det vanligaste vattenmiljöproblemet (European Environment Agency 2012). Inom detta område är vattenkraften en av de största påverkanskällorna. Mot bakgrund av detta har Vattenmyndigheterna tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten genomfört ett gemensamt projekt i syfte att ta fram information och vägledning för hur vattenkraften och dess miljöpåverkan skall hanteras i arbetet med vattenförvaltningen. Inom ramen för detta projekt har föreliggande litteratursammanställning genomförts. Syftet är att utöka kunskapsunderlaget inom området vattenkraftens påverkan på den akvatiska miljön. Detta för att utveckla arbetet med karaktärisering och statusklassning av vattenförekomster samt förbättra bedömningsunderlaget inför de statushöjande åtgärder som skall genomföras.

Den viktigaste fysiska förändringen som en följd av vattenkraftutbyggnad är tillkomsten av dammar. De innebär att barriäreffekter uppstår, det vill säga att förutsättningar för uppströms förflyttning samt nedströms transport av sediment och dött och levande organiskt material i systemet, begränsas eller hindras. Även i övrigt förändras den fysiska miljön, bland annat genom de morfologiska förändringar som blir resultatet av rensning, kanalisering och torrläggning. Andra följdverkningar av vattenkraftutbyggnad är förändringar i erosion, vattentemperatur, isförhållanden och vattenkvalitet.

Vattenkraft har också en omfattande inverkan på hydrologin i vattensystemet. Regleringen av nivåer och flöden i dammar och kraftverk innebär förändringar i det totala flödesmönstret (säsongvariationen), men även kortsiktiga fluktuationer i vattenföring samt förändringar när det gäller extremt höga och låga flöden. Energiproduktionens årscykel innebär vanligen omvänd vattenföring i de reglerade älvarna där huvuddelen av årets flöde passerar under vinterhalvåret, medan vårfloden reduceras eller uteblir och flödena under sommar och höst är lägre än under oreglerade förhållanden. Korttidsreglering innebär att flödet kan ändras flera gånger på kort tid, inom dygnet eller till och med inom en timme. Nolltappning innebär att flödet genom och förbi kraftverket helt kan stängas av vilket torrlägger vattendraget eller skapar perioder med sjöliknande förhållanden nedströms. I reglerade sjöar är fluktuationerna större och vattennivåerna, sett över en årscykel, generellt sett väsentligt annorlunda jämfört med under oreglerade förhållanden.

De hydrologiska och morfologiska förändringarna omsätts i påverkan på de akvatiska ekosystemen. Förutom de direkta effekterna av dammar (barriärer) omvandlas vattensystemen från att vara mångformiga till mer homogena miljöer. Strömsatta partier med heterogena habitat däms över eller torrläggs vilket gör att strömvattenkrävande arter försvinner eller reduceras i antal. Primär- och sekundärproduktion samt omsättning av organiskt material påverkas negativt vilket innebär att systemets biologiska produktionspotential sänks. Bottenfauna- och fisksamhällen förändras. Riktning och omfattning beror av lokala förhållanden, regleringsintensitet m.m. Över huvud taget är förändringarna av florin och faunan omfattande när det gäller

artsammansättning, tätheter av organismer och produktionsförutsättningar. Därmed förändras också den biologiska mångfalden.

De slutgiltiga effekterna på ekosystemet varierar stort mellan olika vattenkraftanläggningar. Det beror på skillnader i anläggningarnas tekniska utformning, de geologiska och hydrologiska förutsättningarna i avrinningsområdet, klimat, regleringspåverkan uppströms och nedströms, den akvatiska faunans och florans artsammansättning, effekter av annan mänsklig aktivitet m.m. Vissa effekter uppstår alltid oavsett om det är ett strömkraftverk eller ett reglerkraftverk, medan andra är mer kopplade till regleringen.

Även interaktionen mellan vatten- och landmiljön påverkas. Översvämning/störning av landmiljön, deposition av sediment och organiskt material samt utbytet mellan yt- och grundvatten är exempel på processer som har långtgående inverkan på ekosystemens struktur och funktion i strandnära landmiljöer. Dessa processer förändras eller uteblir i samband med reglering/kraftutbyggnad.

Förutom de lokala effekterna av vattenkraftanläggningar, uppstår förändringar i vattensystemet som helhet. Dessa förändringar är i många fall kumulativa. Vattenkemin förändras på sätt som gör att effekterna kan spåras ute i Östersjön, bland annat som en följd av minskad uttransport av kisel. Transporten av material reduceras eller förändras i hela systemet, temperaturregimen blir annorlunda som en följd av höga vinterflöden, överdämning ändrar närsaltbalansen nedströms samt ökar emissionen av växthusgaser.

Bakgrund

Inom ramen för arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten har en omfattande kartläggning och analys av tillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag genomförts. Utifrån denna är det uppenbart att fysisk påverkan är vårt vanligaste miljöproblem i ytvatten. En av de största påverkanskällorna inom detta problemområde är vattenkraften med dess dammar och vattenreglering. I ramdirektivet betonas vikten av vattnens ekologiska status, dvs. struktur och funktion hos de akvatiska ekosystemen ges högsta prioritet. Införandet av direktivet innebär att vattnens ekologiska status, eller i förekommande fall, ekologiska potential skall uppnå en viss nivå. Avsikten med direktivsarbetet är att med olika typer av insatser åstadkomma förbättringar av den akvatiska miljön. Detta gäller inte minst de vatten som påverkas av vattenkraft och då även hårt reglerade vattensystem. Vissa typer av miljöförbättringar kommer i någon utsträckning att inverka negativt på kraftproduktionen. Det blir därför av största vikt att kunna fastställa kostnadseffektiva åtgärder och göra noggranna avvägningar mot energisystemet. Ytterst handlar det om att balansera vattenmiljöns status och kraftproduktionen. Mot bakgrund av detta är det därför väsentligt att det kunskapsunderlag som ligger till grund för påverkansanalysen är så komplett som möjligt och ger en rättvisande bild av vattenkraftens effekter på det akvatiska ekosystemet.



Figur 1 och 2. Forsmo i Ångermanälven, före utbyggnad (1936) och idag (2011). Foto: Ingemar Näslund.

Frågan om vattenkraftens inverkan på den akvatiska miljön och biologisk mångfald har diskuterats under lång tid och från olika utgångspunkter. I debatten har viss enighet rått om att konsekvenserna för fiskbestånd och fiske är långtgående, men när det gäller ekosystemet i övrigt samt behov och genomförande av miljöförbättrande åtgärder är bilden mer splittrad. Under de senaste åren har frågan om vattenkraft och biologisk mångfald uppmärksamats på politisk nivå i och med Miljö- och jordbruksutskottets uppföljning (Miljö- och jordbruksutskottet 2011) och den utredning om vattenkraft och miljö som i april 2012 tillsattes av Regeringen. Havs- och Vattenmyndigheten har också under året genomfört en dialogprocess med de aktörer som är berörda. Detta illustrerar det faktum att behovet av kunskap om miljökonsekvenser av vattenkraft och väl underbyggda åtgärder har

accentuerats. Under 2011 startade Vattenmyndigheterna ett gemensamt projekt för att ta fram information och vägledning för hur vattenkraften ska hanteras inom vattenförvaltningen. Avsikten är att i ett brett perspektiv utveckla arbetet med kartläggning av och åtgärder inom vattenkraftrelaterad miljöpåverkan. Den övergripande målsättningen med föreliggande delrapport är att sammanställa och utöka kunskapsunderlaget inom ämnesområdet vattenkraftens effekter på den akvatiska miljön. Rapporten täcker in huvuddelen av de hydromorfologiska aspekter som är viktiga ur miljösynvinkel och de konsekvenser de har för ekosystemen i vattnet. Rapporten avslutas med en enkel methodsammanställning vars syfte är att beskriva hur man undersöker och bedömer miljöpåverkan hos enskilda anläggningar.

För en stor del av de vattenförekomster som är påverkade av vattenkraft finns idag ett begränsat underlag vad gäller de biologiska data som krävs för statusklassning i enlighet med EU:s vattendirektiv. Den miljöövervakning och den undersökningsverksamhet i övrigt som bedrivs i vattenkraftpåverkade vatten har helt enkelt för liten omfattning, framför allt när det gäller biologiska parametrar. Vidare är dagens bedömningsgrunder inte tillräckliga utan behöver revideras (Lücke 2010, Olsson 2011a, b). Detta har sammantaget lett till svårigheter att värdera miljöpåverkan och att statusklassningen inom vattenförvaltningen när det gäller vattenkraftens miljöpåverkan ofta baseras på modellering och expertbedömningar. Det kan i vissa avseenden vara tillräckligt (t.ex. för vandringshinder) men bedömningsunderlaget vad gäller enskilda anläggningars påverkan, liksom för vattensystemet som helhet, behöver utökas. Avsikten är att det framtagna materialet ska kunna användas för att förtydliga de expertbedömningar som görs, ge vägledning för hur miljöpåverkan kan mätas och bedömas samt kanske tillföra underlag inför den kommande revisionen av klassningen av kraftigt modifierade vatten.

Arbetet med att genomföra statushöjande åtgärder skall inledas under innevarande cykel inom vattenförvaltningen. En hel del återstår vad gäller prioritering, val av åtgärder, arbetssätt med mera. Klart är att en tydligare bild av miljöpåverkan kan förbättra förutsättningarna att välja rätt åtgärder för respektive anläggning. För närvarande utarbetas också strategier för utökad tillsyn och egenkontroll av vattenkraftanläggningar (Länsstyrelserna genom Miljösamverkan Sverige). Även här kan materialet vara användbart för att identifiera miljöpåverkan samt bedöma vilka tillsynsinsatser som är rimliga eller vilken typ av egenkontroll som är lämplig.

Arbetsättet har i första skedet bestått av en beskrivning av vattenkraftrelaterade hydromorfologiska förändringar. Utifrån dessa har sedan deras effekter på ekosystemen sammanställts med utgångspunkt från vetenskaplig litteratur. Avslutningsvis har en sammanhållen manual för undersökning av enskilda anläggningars miljöpåverkan tagits fram. Projektet har genomförts i form av ett uppdrag från Vattenmyndigheterna, och sedermera även från Havs- och vattenmyndigheten, till Länsstyrelsen i Jämtlands län och genomförts under perioden oktober 2011 – oktober 2012.

Vattenkraft – principer för verksamheten

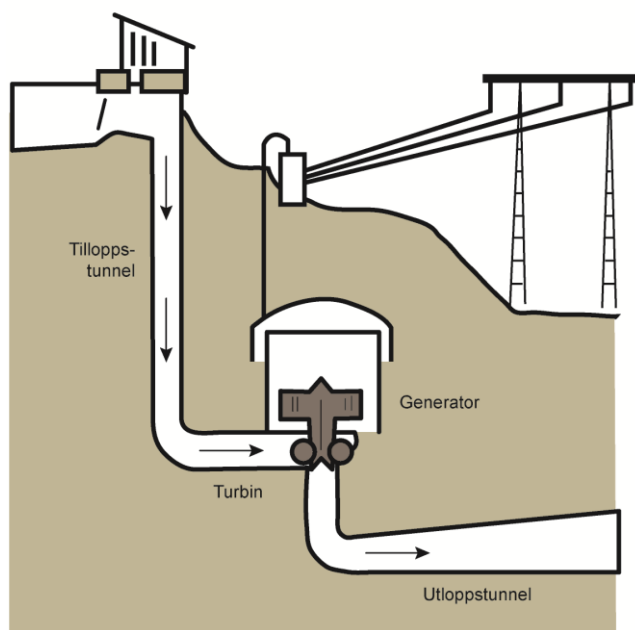
Tidigt upptäcktes att man genom att utnyttja och omvandla vattnets lägesenergi kunde utvinna kraft. Byggandet av kvarnar var det första mer omfattande sättet att använda vattenkraft i vårt land. Att mala säd till mjöl var en nödvändighet för det framväxande jordbruket. Anläggningarna var små men många och fanns sprida över hela landet där det fanns jordbruk. Även i gruvnäringen utnyttjades vattenkraft, för att driva pumpar, frakta brännved och virke m.m. När sedan metallförädlingen kom igång på allvar lokaliserades stångjärnshammare och annan bearbetningsutrustning, och därmed bruksorterna, i anslutning till strömmande vatten med möjlighet till vattendrivna anläggningar. Den fortsatta industriella utvecklingen ledde sedan till att allt fler verksamheter utnyttjade vattenkraften. Dit hörde sågverk, smedjor, pappersbruk och en rad andra industrier beroende av direktverkande kraftförsörjning.



Figur 3. Det numera raserade sågverket i Sörviksån (Gimåns vattensystem) minner om forna tiders kraftutvinning i vattendraget. Foto: Micke Sundberg.

Så småningom kom också de tekniska framsteg som gjorde att man kunde använda vattenkraft för produktion av elektricitet. Vattenkraften utnyttjar den fallhöjd som finns i våra vattendrag. Man använder vattnets lägesenergi, det vill säga när vattnet rör sig från högre till lägre nivåer, kan energin omvandlas. Först blir den till rörelseenergi när vattnet passerar en turbin vars axel roterar. Turbinen driver sedan en generator där elektriciteten alstras. Anläggningarna kan se mycket olika ut vad gäller dammkonstruktion, turbinens placering, intag och utskov med mera, men principen för kraftutvinning är densamma (Figur

4). Fallhöjden avgör tillsammans med flödesmängden hur mycket elektricitet som kan alstras.



Figur 4. Principskiss för vattenkraftverk

Idag är vattenkraft för elproduktion helt dominerande. De första vattenkraftverken i vårt land byggdes under 1880-talet. Det var små anläggningar som avsåg att leverera elektricitet till industri och bostäder i den närmaste omgivningen. Dessa kraftverk placerades i första hand där man sedan tidigare bedrivit industriell verksamhet, det vill säga i anslutning till kvarnar, sågverk etc. Med tiden tillkom också anläggningar på helt nya platser för att elektrifiera byar och samhällen. Sammantaget byggdes många små vattenkraftverk (<1500 kW) och på 1920-talet var de uppe i ett antal av över 1000. Så småningom utvecklades också teknik för överföring av el över större avstånd (tre-fas, högspänning m.m). Ett nät av högspänningsledningar började byggas upp. Därmed öppnades möjligheter för mer storskalig utbyggnad av större vattendrag. Under 1910-talet byggdes stora kraftstationer i Göta älv (Trollhättan), Stora Lule älv (Porjus) samt i Dalälven (Älvkarleby). Utbyggnaden av storskalig vattenkraft gick sedan vidare i Norrland, kulminerade under perioden 1940–1960 och kom till slut att omfatta större delen av de stora älvarna. Idag finns storskalig vattenkraft i form av drygt 200 kraftstationer med en effekt på 10 MW eller mer. De står för ca 94 % av vattenkraftproduktionen i landet (totalt 69 TWh år 2008). De småskaliga vattenkraftverken, med effekt under 10 MW, fortsatte också att byggas ut och antalet nådde en topp under 1950-talet. Därefter lades många ned. Kärnkraften byggdes ut i stor skala vilket minskade dessa anläggningars konkurrenskraft. Idag finns ca 1900 vattenkraftverk med en effekt som understiger 10 MW. De står sammanlagt för drygt 6,5 % av landets vattenkraftproduktion. Huvuddelen av dessa anläggningar (ca 1700 st.) är småskaliga med en effekt

under 1500 kW och genererar sammantaget ca 1,4 TWh, vilket utgör knappt 2,1 % av vattenkraften i Sverige och tillgodoser ca 1 % av landets elkonsumtion.



Figur 5. Många gamla småskaliga kraftstationer drivs än idag. Här Uddby kraftverk (nedströms Albysjön, Tyresta) anlagt 1898. Foto: Ingemar Näslund.

Vattenkraftanläggningar

Till vattenkraftanläggningar kan, förutom själva dammen och kraftstationen, även föras intag, tunnlar för överledning, utloppskanaler, regleringsdammar, spegeldammar, fisktrappor, fiskspärrar m.m. Allmänt kan sägas att anläggningarna varierar mycket i utformning. Orsaken är att de byggts under olika tidsepoker och anpassats till skilda lokala förutsättningar. Det innebär, även om grundfunktionen är densamma, att varje anläggning är unik i något avseende.

Dammar i anslutning till kraftverk

Dammar byggs för att koncentrera fallhöjden, skapa förutsättningar för intag till kraftverket samt för att kunna reglera flödet. Den vanligaste dammtypen är fyllningsdammen. Den har gammalt ursprung och härstammar från de äldsta jorddammarna. Den byggs upp av packad jord och/eller sten, har flacka slänter, oftast en tät kärna av lågpermeabel jord och en dammkropp med förhållandevis stor volym. Allt för att säkra stabiliteten. Moderna dammar av denna typ har erosionsskydd av sten. Vissa är också terrasserade för att öka stabiliteten. Den ”mjuka” uppbyggnaden gör att dammen själv kan täta sprickor som uppkommer. Infällt i dammen finns normalt utskov av betong försedda med 2–3 luckor. Detta för att kunna avbörda vatten i samband med höga flöden eller reparationer.



Figur 6. Flåsjödammen i övre delen av Ljungan. Exempel på fyllningsdamm. Foto: Ingemar Näslund.

Även betongdammar är vanliga i anslutning till svenska kraftverk, i första hand i smalare sektioner av de stora älvarna och i mindre vattendrag.

Gravitationsdammar utgår från det enkla sambandet att en ”vägg” med hög egenvikt håller emot vattnet och hindrar dammen från att tippa över.



Figur 7. Krångede kraftverk (Indalsälven) med betongdamm. Anlagt 1936. Foto: Ingemar Näslund.

Dammar i anslutning till mindre kraftverk är som regel av äldre datum och många gånger avsedda för annan typ av verksamhet än kraftproduktion (t.ex. kvarn- eller annan industriverksamhet). Äldre konstruktioner bestående av

sten eller trä är inte ovanliga även om fyllningsdammar och dammar i betong dominerar. Med de äldre dammarna följer ofta att de har mer primitiva anordningar för tappningsförändring, vilket kan försvåra skötsel i samband med flödesförändringar.

Kraftstationens placering, intag och utloppskanal

I de större älvarna, och framför allt i kraftverk med lägre fallhöjd, placeras turbin och generator i direkt anslutning till kraftverksdammen. Vid mycket låga fallhöjder är rörturbiner vanliga. De placeras i direkt anslutning till dammen. Om fallhöjden är större placeras ofta kraftstationen under jord, insprängd i berget. Intaget kan då vara beläget på större avstånd från stationen och vattnet leds i en tunnel. På motsvarande sätt kan utloppet nedströms återfinnas långt från stationen vilket innebär att man spränger en lång utloppstunnel.



Figur 8. Kraftverket vid Järnforsen i Emån, byggt i direkt anslutning till dammen. Foto: Jakob Bergengren.

De mindre kraftverken är oftast byggda tillsammans med dammen. I vissa fall ligger dock stationen nedströms. Vattnet förs då i en tub av trä eller betong från dammen till turbinen. Dammen har som regel luckor eller sättar så att vattenståndet kan regleras. Vid höga flöden, större än kraftverkets slukförmåga, passerar vatten överfallsutskov eller i vissa fall i spillfåra vid sidan om kraftverket.



Figur 9. Trätuben till kraftverket i Busjöån, Ydre. Foto: Jakob Bergengren.

För att avbördningen av vattnet från kraftverket skall bli effektiv och fallhöjden maximeras, grävs/sprängs utloppskanalen (sänkingskanalen) så djup som möjligt. Det innebär oftast att den första delen närmast kraftverket muddras och förses med mycket grovt stenmaterial. Detta för att reducera fallförluster och erosion. Den fysiska miljön blir därmed mycket homogen i denna del av vattendraget. Kanalens längd varierar mellan anläggningar, men i de helt avtrappade norrlandsälvarna går den ofta ända in i nästa älvmagasin.



Figur 10. Stensatt och rensad kanal nedströms regleringsdammen i Landön (Lången, Indalsälven). Foto: Jens Fuchs.

Tunnlar för överledning

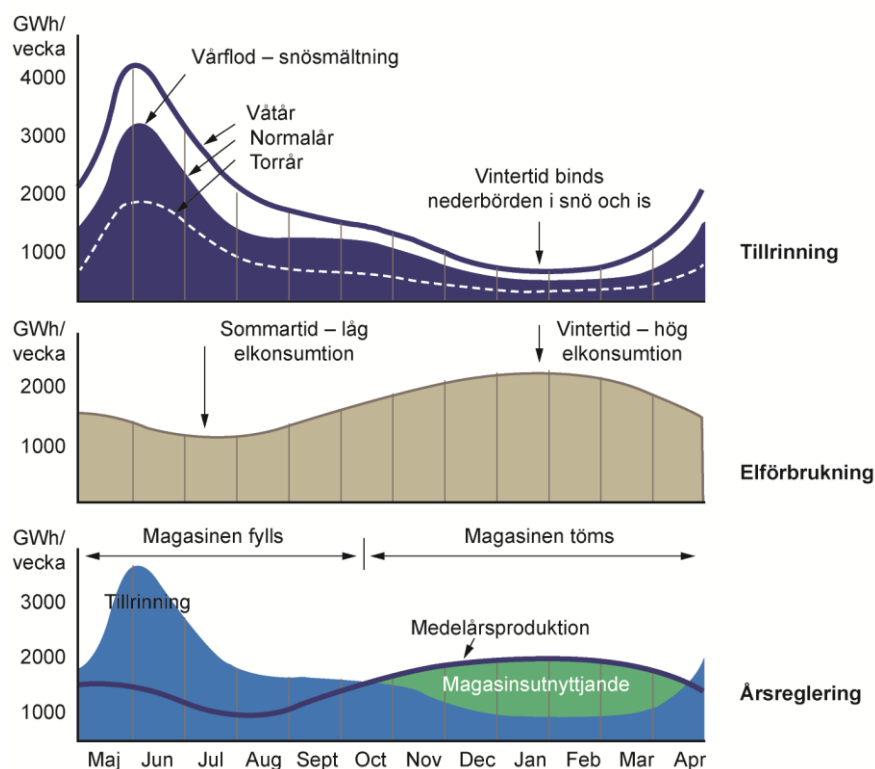
Framför allt i de stora norrlandsälvarnas övre delar finns exempel på att vatten leds från regleringsmagasin till kraftverk på större avstånd.

Överledningstunnlarna kan vara långa, upp till 10–15 km. Överföringen av vatten innebär att inget eller små mängder vatten blir kvar i den ursprungliga älvfåran. Det förekommer också att flödet i andra mindre vattendrag som tunneln passerar under, leds in i tunneln och därmed till kraftverket. Det innebär i sin tur torrläggning av det mindre vattendraget.

Regleringsdammar

För att effektivisera elproduktionen och anpassa den till efterfrågan regleras ett stort antal sjöar i Sverige. De största regleringsmagasinen med de största amplituderna återfinns i de stora norrländska älvarnas övre delar. Principen är att man samlar och håller inne vatten under vår, sommar och höst för att sedan tappa ut det under vintern när energibehovet är stort (Figur 11).

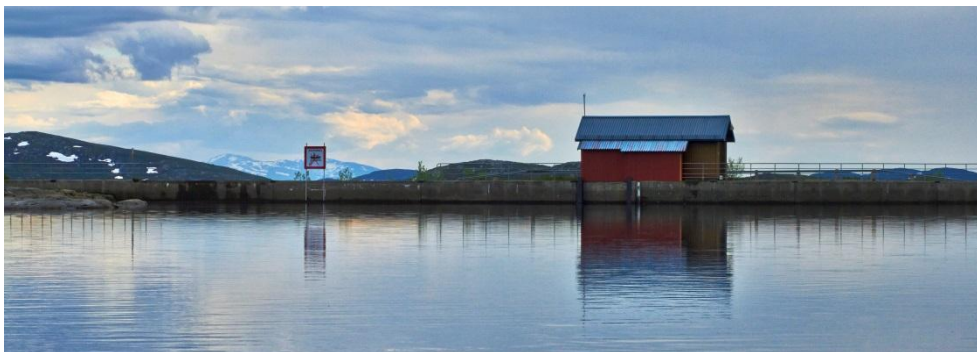
Regleringsmagasinens huvuduppgift är att stå för en väsentlig del av vattenhushållningen i hela systemet.



Figur 11. Principer för reglering av vattenkraftmagasin. (Vattenregleringsföretagen, Östersund).

Med regleringsgrad anges hur stor andel av älvens årliga vattenflöde som kan innehållas i regleringsmagasinen. Den ligger vid mynningen i havet för de stora älvsystemen i Norrland mellan 20 och dryga 70 %. Högst är den i Luleälven och Skellefteälven (72 respektive 66 %) medan regleringsgraden är lägre i de sydliga norrlandsälvarna (Ljungan 20 % och Ljusnan 22 %). I vattendragen i

södra Sverige är den än lägre, med ett undantag Göta älv (72 %) där Vänern utgör Sveriges största reglerade vattenkraftmagasin.



Figur 12. Korsvattnets regleringsdamm (Indalsälven). Foto: Micke Sundberg.

Den vattenreserv som magasineras tappas successivt ur och driver kraftverken längre nedströms i systemet. Det sker inom ramen för de tillstånd som gäller för vattenhushållningen och utifrån kraftbolagens produktionsplan. En stor del av regleringsdammarna är direkt knutna till ett kraftverk medan vissa enbart magasineras vatten och reglerar flöden för systemet som helhet. Att kraftverk saknas vid dessa dammar beror på att fallhöjden i direkt anslutning till magasinet varit alltför liten för att en kraftstation skall bli lönsam. Flödet från dessa dammar är alltså hårt reglerat men inte reducerat som en följd av avledning till ett kraftverk.



Figur 13. Regleringsdammen vid Bågede i Faxälven. Byggt 1955, ursprungligen enbart för reglering av sjöarna uppströms. Sedan 1974 finns också ett kraftverk i Bågede. Foto: Ingemar Näslund.

En annan typ av regleringsdammar är de som företrädesvis finns i sjöar i landets södra hälft. De rör sig vanligen om mindre sjöar med små och ofta enkelt konstruerade dammanläggningar. Många av dem var ursprungligen

avsedda för kvarnar, flottning eller för att reglera sjönivån av något annat skäl. Idag används de för att reglera sjön och flödet i relation till mindre kraftverk längre ned i systemet. Även här hålls nivån uppe under hösten för att sedan sänkas av under vintern. Oftast är det frågan om förhållandevis små regleringsamplituder. Pegel som gör det möjligt att avläsa vattennivån saknas ofta liksom möjligheter till fjärrstyrning. I stället övervakas och justeras flödet manuellt.



Figur 14. Damm i Busjöån, Ydre, Östergötland. Foto: Jakob Bergengren.

Älvmagasin är inte baserade på uppdamning av en sjö utan av en del av älven, normalt sett en selsträcka. Regleringskapaciteten är vanligen låg och amplituden förhållandevis liten. Ofta läggs dammarna så att den uppströms liggande dammens utflöde mynnar direkt i nästa damms dämningssområde (se Figur 54). På så sätt avtrappas älven helt och hållet och de snabbt strömmande eller forsande partierna försvinner.

Grunddammar/Spegeldammar

I anslutning till kraftverk och överledningar torrläggts vattendragens naturliga fåror eller ges en begränsad vattenföring (minimitappning) via någon av dammluckorna. För att i någon utsträckning förbättra landskapsbilden har grund- eller spegeldammar byggts i många vattendrag. De består oftast av en betong- eller stentröskel där dammkrönet ligger under vattennivån och överströmmas. På så sätt skapas en vattenspegel uppströms, trots att flödet är litet. Flera grunddammar kan ligga efter varandra så att vattendraget får en trappstegsliknande karaktär.



Figur 15. Grunddamm i Faxälven nedströms Ramsele kraftverk. Foto: Ingemar Näslund.

Faunapassager och fisktrappor

För att möjliggöra fiskvandring förbi kraftverk och dammar har på vissa håll fiskvägar installerats. De finns i olika utformning (kammartrappa, denilränna, slittrappa, etc.) och byggs ofta genom eller i direkt anslutning till dammen. Under senare tid har s.k. omlöp börjat inrättas vid dammar med lägre fallhöjd. De utformas som en naturlig bäckfåra vid sidan av dammen och fungerar som vandringsväg, men också som strömvattenmiljö för insekter och uppväxande fisk. På motsvarande sätt byggs ibland också s.k. inlöp vilka tillåter vandring genom dammen, ofta där fallhöjden är låg.



Figur 16. Fisktrappan vid Åhns kraftverk i Dammån, Indalsälven. Foto: Ingemar Näslund.



Figur 17. Inlöp genom sjön Hotagens regleringsdamm (Hårkan, Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Fiskspärrar

I enstaka fall har sjöregleringar medfört att fiskarter efter utbyggnaden ges möjlighet att kolonisera nya områden uppströms. Oftast är det fråga om gädda, abborre och sik. Naturliga vandringshinder har gjort att dessa arter ditintills saknats i de oreglerade delarna av vattensystemen. Sådan ytterligare spridning är vanligen önskad varför man på vissa håll byggt effektiva vandringshinder i vattendragen. Nackdelen är att också de naturligt förekommande fiskarternas vandringar hindras.



Figur 18. Fiskspärr i Storån nedströms Ottsjön (Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Vattenkraftens inverkan på den akvatiska miljön

Nyttjandet av vattenkraft för elproduktion medför direkta och indirekta effekter på miljön i de vattensystem som exploateras. Regleringen av vattnet och driften av kraftverken innebär ändrade flödesmönster och vattennivåer, sammantaget omfattande hydrologiska förändringar. Dammar, överdämning, torrläggning och kanalisering innebär fysiska förändringar av vattendrag och reglerade sjöar. Barriäreffekter innebär att djurs rörelser hindras såväl upp- som nedströms i systemet och att även nedströmstransport av andra organismer försvåras eller omöjliggörs. Totalt sett leder detta till konsekvenser lokalt i anslutning till anläggningarna, men också på vattensystemnivå, där mer storskaliga processer förändras.

Föreliggande rapport avser att övergripande sammanfatta nuvarande kunskapsläge och redovisa de viktigaste effekterna av vattenkraftens miljöpåverkan. Den internationella vetenskapliga litteraturen som berör vattenkraftens miljökonsekvenser är mycket omfattande. Grovmaskig sökning med sökord som "dammar och ekologi" i de litteraturdatabaser som finns tillgängliga idag, ger 13300 träffar, "vattendrag och fragmentering" 1700 etc. Alla är naturligtvis inte relevanta i sammanhanget, men det ger en bild av volymen inom ämnesområdet. Påpekas bör också att forskning fortgår på många håll och att ny kunskap tillkommer hela tiden.



Figur 19. Vattenkraftsutbyggnad och reglering medför att de snabbt strömmande, heterogena partierna av vattendragen försvinner. Bilden från Gimån, ett huvudsakligen oreglerat biflöde till Ljungan. Foto: Ingemar Näslund.

På en övergripande nivå kan konstateras att världens sötvattenekosystem har påverkats av miljöförändringar i mycket stor utsträckning (Malmqvist &

Rundle 2002). Populationsstorlekarna av arter knutna till floder, sjöar och våtmarker har minskat med 50 % mellan 1970 och 2000 (Millenium-Ecosystem-Assessment 2005). Vad gäller inverkan av vattenkraft finns en rad kunskapssammanställningar, såväl på skandinavisk som på internationell nivå (se t.ex. Petts 1984, McAllister et al. 1999, McCartney et al. 1999, Bergkamp et al. 2000, Pringle 2001, Bunn & Arthington 2002, Malmqvist & Rundle 2002, Kampa & Kranz 2005, CIS-report 2006, Saltveit 2006, Jansson 2008, Malm-Renöfält et al. 2010). Dessa har till stor del tjänat som underlag för föreliggande sammanställning, men rapporten baseras också på resultat och slutsatser från enskilda skandinaviska undersökningar publicerade i refereegranskade vetenskapliga tidskrifter. I viss utsträckning redovisas även erfarenheter från vetenskapliga undersökningar genomförda i övriga Europa och i Nordamerika samt resultat från skandinaviska rapporter publicerade av myndigheter, universitetsinstitutioner eller motsvarande. Det har dock inte varit möjligt att göra en fullständig genomgång av all litteratur inom ämnesområdet inom ramen för föreliggande projekt. Rapporten kan därmed ha brister när det gäller täckning av vissa delområden.

Vattenkraft har en omfattande inverkan på hydrologi och morfologi i vattensystemen (Figur 20). En rad fysiska faktorer förändras drastiskt, liksom flödesförhållanden och vattennivåer. Dessa förändringar omsätts också i påverkan på de akvatiska ekosystemen. Förutom de direkta effekterna av dammar (barriärer) omvandlas vattensystemen från att vara mångformiga till mer homogena miljöer. Ett exempel är att strömsatta partier med heterogena habitat däms över, kanaliseras eller torrläggs vilket gör att strömvattenkrävande arter försvinner eller reduceras i antal. Över huvud taget är förändringarna omfattande när det gäller artsammansättning, tätheter av organismer och produktionsförutsättningar, och därmed också av den biologiska mångfalden. Den består förenklat uttryckt av arter, strukturer och processer inom ramen för de akvatiska ekosystemen. För arten flodpärlmussla till exempel, krävs strukturer i form av strömsatta bottenar med lämpligt substrat och utan slam samt processer i form av årsungar av öring eller lax. Dessa fiskarter fungerar som värdfiskar för transport och tillväxt av musslans larver. Om något av detta försvinner, finns inte längre förutsättningar för livskraftiga bestånd av arten.



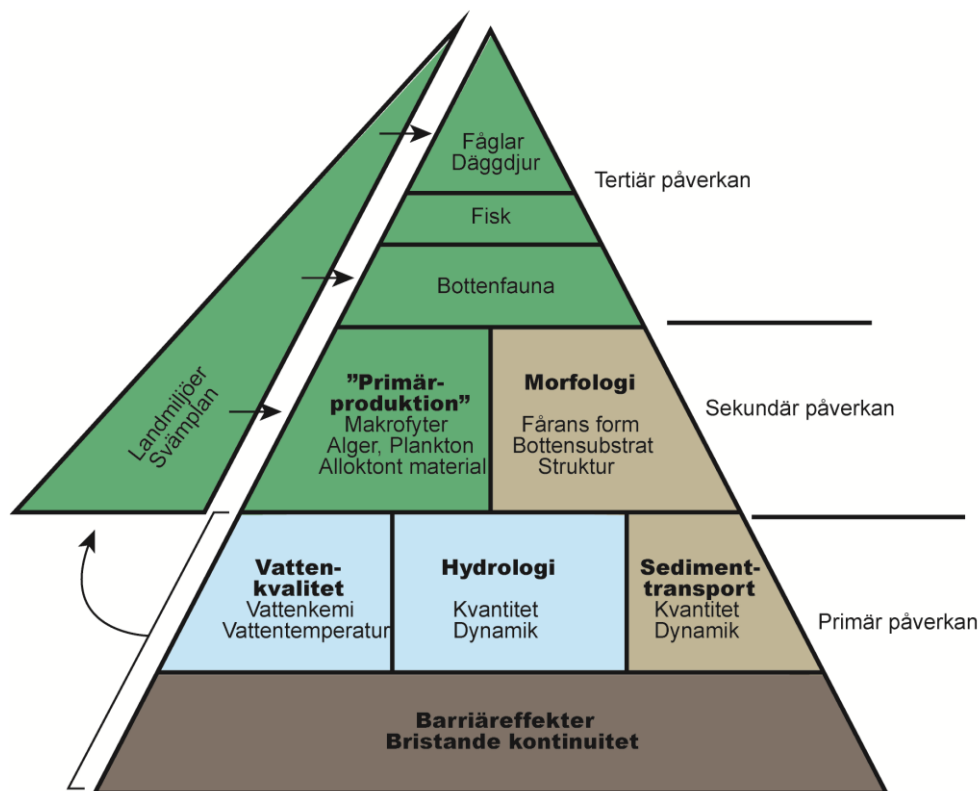
Figur 20. Sammanfattande beskrivning av vattenkraftens direkta effekter på vattenmiljön. Bilden hämtad från: CIS-report 2006. Hydromorphology drafting group: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive.

De slutgiltiga effekterna på ekosystemet varierar stort mellan olika vattenkraftsanläggningar. Det beror på skillnader i anläggningarnas tekniska utformning, de geologiska och hydrologiska förutsättningarna i avrinningsområdet, klimat, regleringspåverkan uppströms och nedströms, den akvatiska faunas och florans artsammansättning, effekter av annan mänsklig aktivitet m.m. Bortsett från grundläggande principiella förändringar, kan det vara svårt att generalisera när det gäller påverkan.

Detta eftersom enskilda vattenmiljöer ofta är komplexa med unika egenskaper. Grundläggande är dock att verksamhetsutövaren skall ha kunskap om och kunna redovisa vilken miljöpåverkan anläggningen medför. En anläggning och dess drift kan och ska alltid anpassas efter förutsättningarna i det enskilda vattnet. Detta är reglerat i de tillstånd verksamhetsutövaren innehar, men de är ofta baserade på gammal lagstiftning och har i vissa avseenden miljömässiga brister.

Nedan görs ett försök att övergripande sammanfatta nuvarande kunskapsläge och redovisa de viktigaste effekterna av vattenkraftens miljöpåverkan, i första hand sett ur ett svenskt perspektiv. Sammanfattningen följer det principiella mönster för vattenkraftpåverkan som etablerats av Petts (1984). Effekterna delas in i grundkomponenter på tre olika nivåer (Figur 21). På primärnivån påverkas vattensystemets grundläggande abiotiska faktorer som kontinuitet, hydrologi, vattenkvalitet och geomorfologiska processer. Påverkan är omedelbar och uppstår så snart dammar eller överledning etableras. På sekundärnivån inbegrips, förutom de fysiska förändringarna av vattendragsmiljön, även förutsättningarna för primärproduktion. De i sin tur är ett resultat av det som händer på primärnivån, tar längre tid innan de slår igenom (flera år) och kan gradvis fortgå under lång tid. I det tredje och sista steget beskrivs effekterna på faunan i och i anslutning till vattendragen. De är ett resultat av förändringarna på underliggande nivåer. Komplexa interaktioner

kan uppstå i ekosystemet innan (om) en ny jämvikt inträder, vilket även det kan ta många år. Kopplat till detta är sedan interaktionen mellan vatten- och landmiljön. Hit hör översvämning/störning av landmiljön, sambandet mellan yt- och grundvatten m.m.



Figur 21. Schematisk bild av vattenkraftens miljöpåverkan. Modifierad efter Petts (1984).

Viktigt att komma ihåg är att vattenkraftanläggningar inte bara har en lokal inverkan i det område där de byggs. Hela vattensystemet påverkas som en följd av förändrad hydrologi m.m. och effekterna är i många fall kumulativa. Det vill säga, man kan inte enbart mäta de lokala effekterna på t.ex. fisk och botten djur vid enskilda dammar/kraftverk. Miljökonsekvenser måste också bedömas utifrån anläggningens effekter såväl upp- som nedströms i systemet som helhet. Ett problem är att såväl dagens miljölagstiftning som äldre vattendomar, i mycket liten omfattning tar hänsyn till övergripande inverkan på vattensystemet. Det finns t.ex. färsk forskning som visar på omfattande följdverkningar för ekosystemet i Östersjön som ett resultat av regleringen av de stora norrlandsälvarna. Bland annat förändras flödet av kisel i vattensystemet, vilket i sin tur påverkar Östersjöns algsamhällen. En analys av en vattenkraftanläggnings miljöpåverkan börjar med de lokala konsekvenserna, men måste alltid kompletteras med en bedömning av effekterna på systemnivå.

Redovisningen följer den indelning av effekter och påverkan som redovisas i figur 21 och inleds nedifrån med Barriäreffekter för att sedan successivt åtföljas av övriga nivåer. Referenser till den litteratur som sammanställningen baseras på återfinns i längst bak i rapporten.

Barriäreffekter

Vattendrag är öppna och kontinuerliga system som, med det strömmande vattnet som drivkraft, för sediment samt dött och levande organiskt material av olika slag nedströms (Minshall et al. 1983, Malanson 1993).



Figur 22. Havsöring som försöker passera vandringshindret vid kraftverket i Ireån, Gotland. Foto: Lars Wallin.

Omfattning av erosion och deposition och med vilken hastighet processerna sker beror på energin i vattnet uttryckt som vattendragets lutning, geologiska förutsättningar och flödesförhållanden (Montgomery & Buffington 1998). Vattendrag tillåter också aktiv förflyttning av vattenorganismer uppströms. I första hand gäller detta fisk, men även andra organismer har uppströmsriktade rörelsemönster. Ett av de största miljöproblemen i strömvatten är barriäreffekter, dvs. att förflyttningar och transport i vattendraget hindras eller förändras av dammar. De medför att vattendraget fragmenteras, vilket innebär en uppdelning av vattendraget i mindre enheter utan eller med begränsad kontakt sinsemellan (Ward & Stanford 1995). Såväl rörelser uppströms som nedströms påverkas.

Hydrologi

Tyngdkraften gör att vattnet rör sig från högre till lägre nivå. Vattendragen "lutar" därmed nedströms. Lutningens storlek varierar beroende på topografin, vilken i sin tur till stor del formats av vattnets erosion. Generellt sett är lutningen större i övre delen av avrinningsområden och avtar kraftigt nedströms samtidigt som flödet ökar som en följd av tillrinning från biflöden. I ett lugnt meandrande vattendrag är fallhöjden kanske bara några cm per hundra meter medan den i brantare forssträckor är ett par decimeter eller mer. Om en damm byggs i vattendraget koncentreras fallhöjden på en längre sträcka i vattendraget till dammläget. Lutningen uppströms blir nära noll och ett

sjöliknande område bildas. Hur långt dämningen sträcker sig uppströms beror på vattendragets lutning, dämningshöjden och förekomst av bestämmande sektioner. Små vattenkraftverk och regleringsdammar i övre delen av avrinningsområden har ofta en dämmande effekt som når relativt kort sträcka uppströms, ibland bara ett par hundra meter. I meandrande vattendrag i finkorniga sediment kan det däremot röra sig om många kilometer uppströms (Kling 2007).

Vattendragets lutning tillsammans med flödet skapar energin i vattnet vilken är motorn för alla fysiska processer. De i sin tur formar morfologi och habitat, vilka utgör förutsättningen för olika ekosystem. Ett vattenkraftverk med en damm kommer därför alltid ge en fysisk påverkan oavsett storleken och typ av vattenkraftverk. Den morfologiska effekten kan dock variera avsevärt beroende på driften, kraftverkskonstruktion, vilket morfologisk typ vattendraget tillhör samt dess känslighet för fysisk påverkan. Även i tid kan påverkan variera betydligt. I vissa fall blir reaktionen snabb medan det i andra fall kan ta decennier innan en effekt är märkbar.

När områden däms över sjunker vattenhastigheten och den vattentäckta ytan ökar. Istället för att utgöra en strömsträcka med hög energi kan dämningssområdet i dessa fall mer liknas vid ett lugnflytande, flackt vattendrag. I de mer extrema dammarna övergår vattendraget till att helt fungera som en sjö. Förutom i själva älv- eller åfåran anläggs också dammar i sjöars utlopp. Ofta byggs de så att man kan hålla en vattennivå över ursprunglig högsta-nivå samt sänka sjön/magasinet så att nivån hamnar under lägsta lågvattennivån. Byggs många dammar och kraftverk i vattensystem uppnås en hög regleringsgrad. Det innebär att en stor andel av årsflödet kontrolleras via tappning från magasinen. Tillrinningen blir därmed periodvis av underordnad betydelse. I stället avgör kraftbehovet flödets storlek.



Figur 23. Inför regleringen av sjön Torrön (Indalsälven) på 1930-talet har man rest en stör som visar var sjöns nivå kommer att hamna efter dämning. (Länsstyrelsen i Jämtland, arkiv).

En viktig hydrologisk komponent är också interaktionen mellan grund- och ytvatten. Grundvattnet, och därmed markförhållandena, påverkas ju starkt av nivåer och flöden i närliggande sjöar och vattendrag. På motsvarande sätt har det vatten som tillförs vattendragen från omgivande landmiljö ett stort inflytande på temperatur, vattenkemi och flöden. Ett exempel är vattendragens svämplan, vars struktur, funktion och ekologi är helt beroende av de hydrologiska förhållandena i vattendraget.

Reglering av ett vattensystem

Regleringen av nivåer och flöden i dammar och kraftverk innebär att hydrologin kan styras i hela vattensystemet. Påverkan omfattar förändringar i totala flöden och/eller säsongsvariationen för flöden, men även kortsiktiga fluktuationer i flöden och förändringar i extremt höga och låga flöden. En vanlig situation är att man sänker nivån för lågvattenföring och reducerar de höga flödena. Ett annat utfall i reglerade vattendrag är att man får en stark koncentration av olika flöden kring medelvattenföringen, en avsaknad av medelhöga flöden medan de allra högsta flödena finns kvar. Det sistnämnda beror ofta på att slukförmågan i vattenkraftverket överstigs vid riktigt höga flöden så att man måste spilla vatten genom utskoven. Dessa förändringar leder till hydrauliska och morfologiska förändringar nedströms kraftverket vilket i sin tur ger förändringar av de akvatiska habitaterna.

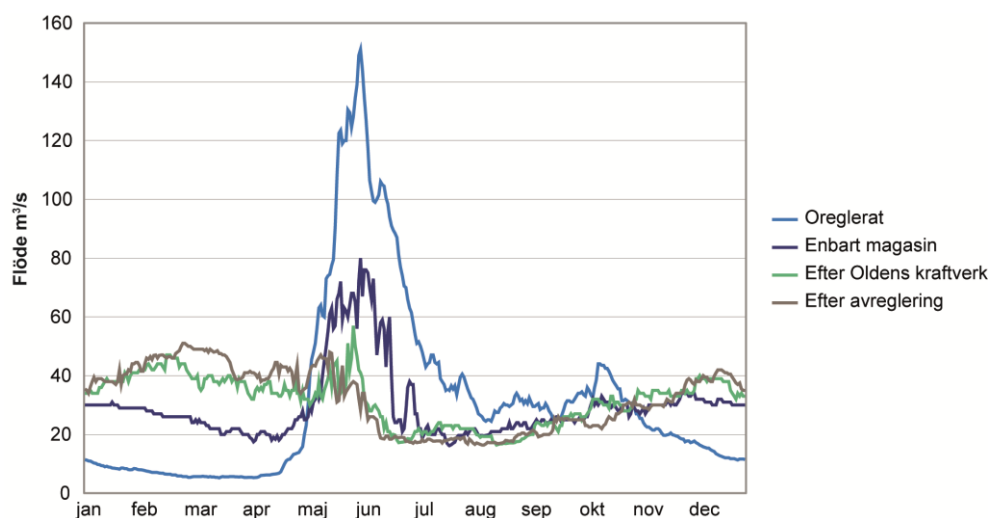
En omfattande utbyggnad, med många stora dammar där en stor del av årsflödet kan innehållas, innebär en hög regleringsgrad. Det medför att en stor andel av den vattenmängd som årligen passerar genom vattensystemet kan innehållas i regleringsmagasin. I grunden är tillrinningen avgörande för flödessituationen i vattendrag, men i hårt reglerade system styrs flödena i mycket stor utsträckning utifrån kraftproduktionens behov. Den korttidsreglering som tillämpas i många kraftverk, styrs direkt av kraftverksägaren i det enskilda fallet. Men i de älvar där kraftverken har olika ägare, krävs samordning och en övergripande styrning av flödet i vattensystemet. För huvuddelen av norrlandsälvarna, från och med Dalälven till och med Umeälven sköts detta av Vattenregleringsföretagen. De samägs av kraftbolagen och står som neutral part för årsreglering och jämkning mellan de önskemål om tappning som kraftbolagen lämnar. De sköter också övergripande övervakning av ytor och tappning så att villkoren för vattenkraftverksamheten följs. Vidare står de för prognoser om tillrinning i långa och korta perspektiv samt samordnar och bestämmer tappningen i högflödes- och lågflödessituationer. För vattensystemets regleringsmagasin upprättas årsvisa tappningsplaner, där magasinet successivt tappas ner under vintern med avsikten att hamna nära magasinets sänkningsgräns inför vårfloeden. I samband med återfyllningen finns ibland koppling mellan olika magasin, vilket kan innebära att ett magasin uppströms fylls långsammare eftersom vatten behövs i magasin nedströms för att en viss dämningshöjd skall nås vid en viss tidpunkt.

Flödesmönster och omvänd vattenföring

Flödets säsongsvariation är en av de viktigaste drivkrafterna för olika processer i ett oreglerat vattendrag (Junk et al. 1989, Poff et al. 1997). Bästa sättet att bevara vattensystemets biodiversitet och produktivitet är att i så stor

utsträckning som möjligt bibehålla den naturliga flödesvariationen, såväl sett över år och säsong som när det gäller specifika flödessituationer (Olden & Poff 2003). Variationen i flödesmönster mellan olika år och mellan vattendrag är dock stor. Detta leder till skillnader mellan olika vattendrag men också till att olika flödeskomponenter varierar i intensitet och betydelse mellan år. Krström et al. (2010) jämförde med hjälp av indikatorer för hydrologiska förändringar (IHA, Richter et al. 1996, 1997) oreglerade och reglerade vatten i södra respektive norra Sverige. För de nordliga vattnen, där de stora norrländsälvarna dominerar, var det utjämnade flödet över året den tydligaste skillnaden (jfr Figur 24). Det innebär att vårfloden är reducerad och vintervattenföringen högre i reglerade vatten. Överhuvudtaget varierar flödet i mindre utsträckning och flödestoppar är mer ovanliga. Däremot är minimiflöden mer frekventa och lägre i reglerade vatten än i oreglerade. Som en följd av korttidsregleringen ökar också antalet tillfällen när flödesförändringen ”vänder” dvs. går från stigande till sjunkande och vice versa.

Jämförelsen av reglerade och oreglerade vatten i södra Sverige visade att för de förstnämnda var variationen i flödet mindre och höglödenas magnitud lägre. Antalet ”vändningar” från stigande till sjunkande vattenföring, var betydligt större där flödet var reglerat. Totalt sett, med utgångspunkt från alla parametrarna sammantaget, var dock skillnaderna mellan reglerade och oreglerade vatten mindre jämfört med situationen i de norrländska vattnen.

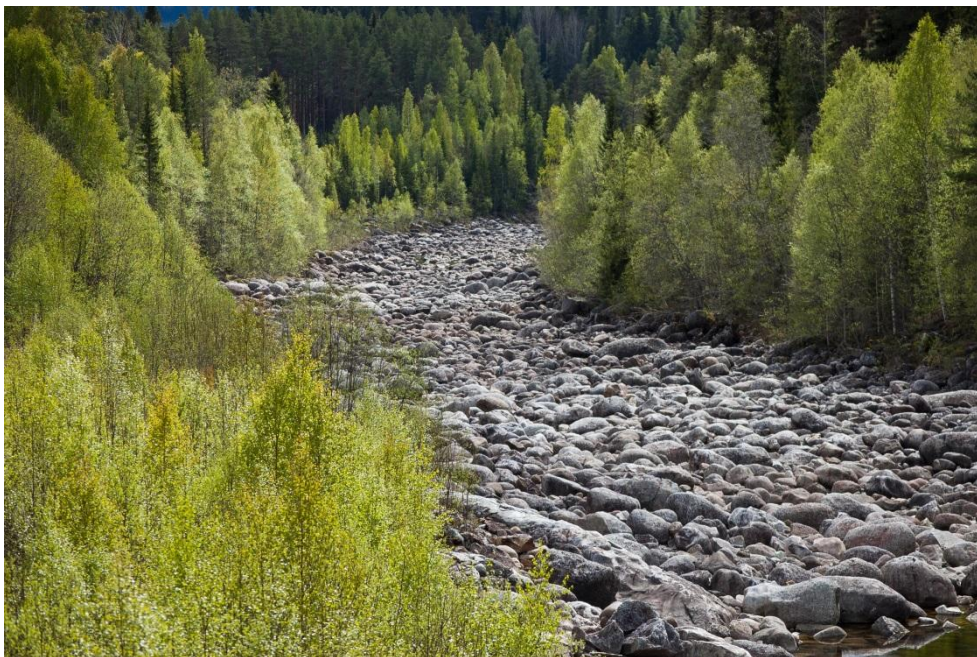


Figur 24. Flöden i Nedre Lången (biflöde till Indalsälven), under olika tidsperioder: oreglerade förhållanden 1909–49, efter regleringen av källsjöarna 1949–74, efter tillkomsten av Oldens kraftverk i övre delen av systemet 1974–95 samt efter avreglerad elmarknad 1996–2011. (Data från SMHI).

Reducerad vattenföring och torrfåror

I många fall leds vatten i tub, tunnel eller kanal till ett kraftverk placerat på kortare eller längre avstånd från damm eller intag. I och med att det mesta vattnet förs genom kraftverket reduceras flödet i den naturliga fåran i vattendraget. Ibland förs allt vatten via kraftverket. Då torrläggas vattendraget helt och hållet och en s.k. torrfåra bildas. I anslutning till vissa anläggningar är fåran permanent torrlagd medan den i andra har vatten delar av året, framför

allt i samband med vårfloden eller högflödesperioder då flödet överstiger turbinernas slukförmåga.



Figur 25. Torrfårans nedströms Forsmo kraftverk i Ångermanälven. I de större älvarna kan omfattande områden nedströms kraftverken vara torrlagda. Foto: Ingemar Näslund.

Torrfåror är vanliga såväl vid små som stora kraftverk. Den torrlagda fårans längd är beroende av avståndet mellan kraftverk och intag och/eller avståndet mellan kraftverk och utskovsvattnets sammanflöde med den gamla fåran. Oftast rör det sig om en kortare sträcka på upp till några hundra meter, men ibland är avståndet flera kilometer. I vissa fall leds vattnet till och med över till ett annat delavrinningsområde. Dessa större överledningsprojekt, som framför allt genomförts i de norrländska huvudälvarnas övre delar, har lett till torrläggning av milslånga sträckor. Men ju längre sträckan är, desto större sannolikhet finns för att vatten så småningom tillförs i form av lokal tillrinning. Små biflöden till den forna älven bidrar med vatten vilket innebär att fåran inte längre är helt torrlagd. På så sätt ökar flödet nedströms beroende på lokal tillrinning.



Figur 26. Även vid småskaliga kraftverk torrläggs vattendragssträckor. Här torrfåran nedströms Hunge kraftverk i Gimåns vattensystem. Foto: Ingemar Näslund.

I anslutning till vissa kraftverk och överledningar fastställs minimitappning i de villkor som finns för verksamheten. Det innebär att en minsta mängd vatten alltid skall släppas i den naturliga fåran eller genom kraftverket, vanligen något mer under sommarmånaderna och mindre under vintern. De flesta kraftverk har tillstånd i enlighet med 1918 års vattenlag. Den var i första hand fokuserad på att underlätta exploatering. En effekt av detta är att kraven på minimitappning ofta är begränsade. Minimiflöden, i den mån de finns fastställda, är vanligen blygsamma, mindre än 5 % av medelvattenföringen. Denna nivå kan jämföras med den naturliga medellågvattenföringen som brukar variera mellan 6–16 % med ett medelvärde ca 12 % av medelvattenföringen i naturliga vattendrag. Vad som sker är att man med så låga minimitappningar skapar en permanent lågflödessituation, långt under den naturligt förekommande lägsta vattenföringen. Trots detta ges dock möjlighet att upprätthålla någon form av akvatiskt ekosystem i vattendraget, om än med reducerad vattenföring och ytmässig utbredning. Omfattande ansträngningar görs på olika håll för att utveckla metodik för att kunna införa ”miljövänliga” eller ekologiska flöden i vattendrag med minimitappning (se t.ex. Richter et al. 1996, 1997, Bakken et al. 2012). Ett problem för skandinaviskt vidkommande är att generella kopplingar mellan flödesparametrar och specifik ekologisk respons ännu inte utvecklats till fullo (Bakken et al. 2012). Det blir därmed svårt att rekommendera en specifik metodik för att avgöra hur flödesregimen skall se ut. Inom detta område pågår dock intensiv kunskapsutveckling, vilket gör att förutsättningarna för att få fram rätt avvägda minimitappningar ökar.



Figur 27. Minimitappning i Vojmån (Ångermanälven). Foto: Ingemar Näslund.

Ett annat problem som uppstår i sträckor med reducerad vattenföring är de perioder med mycket höga flöden som ibland inträffar. Ofta medför det spilltappning eftersom kraftverket bara kan ta emot en mindre del av vattenföringen. Det innebär i sin tur att det akvatiska ekosystem som etablerats, riskerar att spolas bort eller påverkas negativt i övrigt.

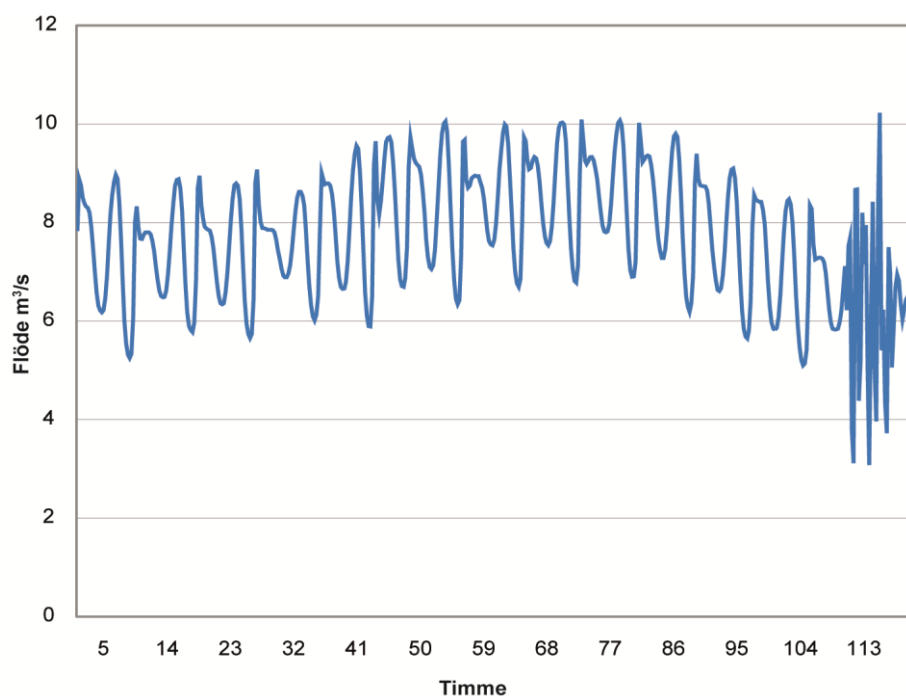


Figur 28. Tappning av överskottsvatten vid Forsmo kraftverk i Ångermanälven den nederbördsrika hösten 2011. Foto: Ingemar Näslund.

Korttidsreglering och nolltappning

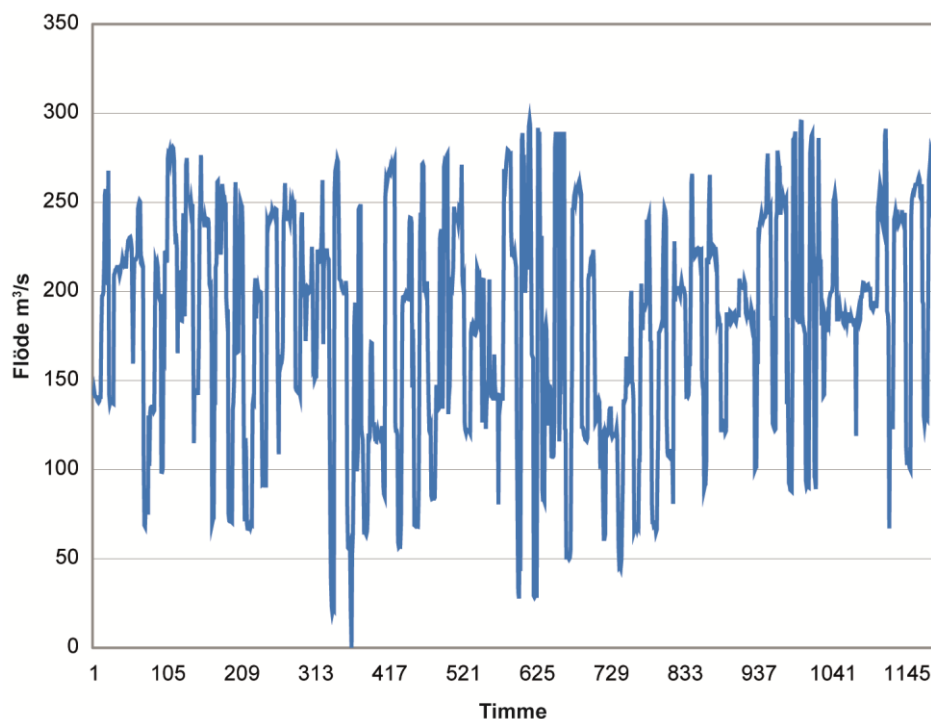
I många stora och medelstora kraftverk ges möjlighet till korttidsreglering. Det innebär att flödet genom kraftverket, och därmed elproduktionen, kan variera avsevärt inom kort tid (Moog 1993, Charmasson & Zinke 2011).

Korttidsregleringen leder till korta flödespulser, som är betydligt större än vad som är naturligt, samt onaturligt snabba flödesvariationer (Figur 29 och 30). Detta kan ske på dygnsbasis med ökning på morgonen, högre flöde över dagen och minskning på kvällen. En annan vanlig effekt är att vattenkraftverket släpper vatten genom turbinerna på morgonen och tidig kväll när vi har större behov av elenergi. Betydligt kortare tidsintervaller är också aktuella, ända ned till sekundschnabba förlopp när det gäller flödesförändringar. Skillnaderna i flöden/produktion styrs av tillgång och efterfrågan på elmarknaden samtidigt som frekvensen i elsystemet måste upprätthållas. Sammantaget medför detta att regleringsintensiteten i anslutning till vissa anläggningar är hög och skillnaderna i flöde mycket stora inom korta tidsintervaller (timmar, minuter). I vissa anläggningar ger också tillstånden rätt till nolltappning. Den innebär att kraftverket står helt stilla utan någon vattengenomströmning och att inget vatten släpps via dammen.



Figur 29. Korttidsreglering vid Assmebro kraftverk i Ätran under 5 dygn i början av mars 2009. När intensiteten i regleringen är som högst, ändras flödet flera gånger i timmen. (Data från SMHI).

En studie i Ångemanälven visar att regleringsintensiteten ökat drastiskt sedan 2007 (Ahonen 2013). Nolltappningar ökade i varaktighet och antal. Samband fanns också mellan torrår och hastigare och mer enkelriktade flödesförändringar sommartid. Detta skulle kunna bero på en ökad elexport sommartid samt på att avregleringen av elmarknaden lett till att elprisets variationer fått större betydelse för hur kraftverken körs.



Figur 30. Exempel på korttidsreglering vid ett större kraftverk i Indalsälven under 50 dygn januari – februari 2010. Flödet varierar som mest från under 50 till över 250 m³/s inom 5–6 timmar. (Data från SMHI).

Möjligheten till korttidsreglering och nolltappning är reglerad i de villkor som finns för anläggningen. Villkoren är som regel generösa vilket innebär att utrymmet för att variera flödet är stort. Magasinskapaciteten uppströms är sedan avgörande för hur länge och i vilken utsträckning korttidsreglering och nolltappning kan genomföras. Kraftverk direkt nedströms stora magasin i älvsystemens övre delar har störst möjlighet till längre perioder av nolltappning (upp till flera dagar och veckor). Mindre kraftverk drivs som regel med tillrinnande vatten (strömkraftverk) och har små magasin uppströms vilket medför begränsade möjligheter till korttidsreglering. Perioder med låga flöden sommartid kan dock utgöra undantag. Då behöver man ”samla” vatten för att uppnå tillräcklig vattenföring för att kunna driva kraftverket, vilket kan medföra stora flödesvariationer även vid mindre anläggningar.

Älvmagasin

I de stora älvarnas huvudfåror ligger magasinerna så tätt att de går i varandra (Malm-Renöfält et al. 2010). Uppströms dammarna har fors- och selsträckor dämats över och mer lugnflytande områden bildats. Omedelbart nedströms damm/kraftverk är strömhastigheten högre i den utloppskanal som grävts för att öka avbördningen och på så sätt minska fallförlusterna. I princip är älvens fallhöjd avtrappad och koncentrerad till dammlägen och kraftverk. Några forsande eller starkt strömmande miljöer finns inte kvar i älven. Enstaka undantag finns dock i vissa älvar, till exempel Gysinge i Dalälven, Mellan-Ljusnan och Linsellborren i Ljusnan, Haverö strömmar i Ljungan, och Kvitsle strömmar i Indalsälven.

Älvmagasinen i de avtrappade älvarna kan variera starkt till sin karaktär. Vissa har lite större lutning, högre vattenhastigheter och kan delvis likna de tidigare selpartierna i den oreglerade älven. Andra är mer indämda, har liten fallhöjd och är mer sjöliknande. Skillnaderna i vattennivå över året är dock små (ofta <1 m) jämfört med under oreglerade förhållanden då vattennivån kunde fluktuera flera meter. Nivåförändringarna i magasinet är begränsade jämfört med situationen i sjömagasin, men nivåerna ändras med hög frekvens vilket leder till erosion av stränder m.m. Även ändringarna i strömhastighet kan vara betydande och snabba.

I de mindre kraftverksanläggningar, som framför allt finns i södra Sverige, är effekterna av dammen i form av överdämning och reglering, oftast mindre omfattande än i storälvarna. Nivåskillnaderna uppströms dammen är som regel relativt sett små. Trots detta kan också dessa vattendrag ha en avtrappad karaktär som en följd av sina relativt sett flacka lopp (jfr Emån, Lagan, Helgeån, Gullspångsälven m.fl.). Brantare, mer forsande partier av vattendraget däms in och vattenhastigheten minskar. Nedströms dessa dammar görs också åtgärder i form av kanalisering och muddring för att öka avbördningen vilket i sin tur ger högre fallhöjd och elproduktion.

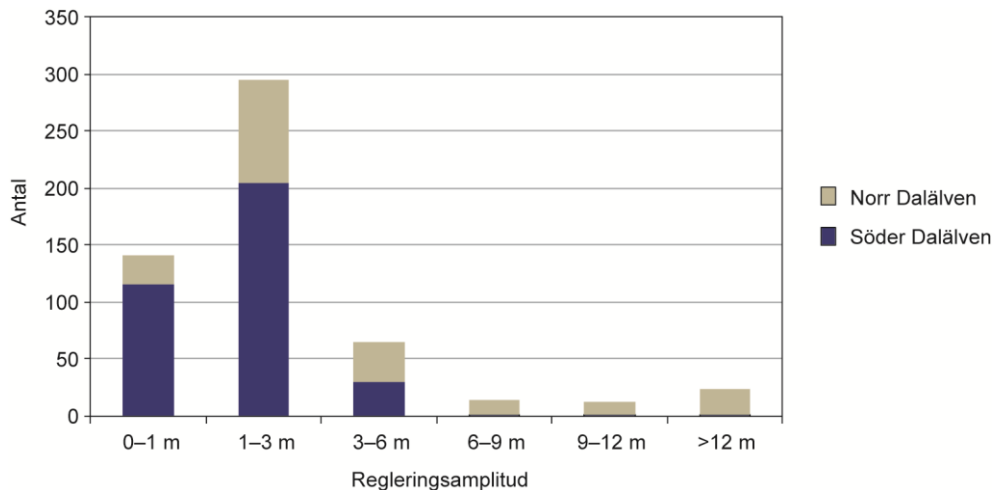
Reglerade sjöar

Ett stort antal sjöar har reglerats för kraftändamål. Det gäller de stora källsjöarna i de reglerade norrlandsälvarna, Vänern och Sommen, men också ett stort antal mindre sjöar. De sistnämnda ligger framför allt i landets mellersta och södra delar. I vissa fall har också sjöar skapats i älvavsnitt av selkaraktär där stora flacka områden dämats över (oftast myrmark). Exempel på sådana är Svegssjön i Ljusnan och Skinnmuddselet i Gideälven.

Grundprincipen för huvuddelen av de årsreglerade sjöarna är att vatten samlas och hålls inne under vår, sommar och höst för att sedan släppas ut under vinterperioden (se figur 11). Skillnaderna i vattennivå är därmed avsevärda jämfört med oreglerade förhållanden. Vårfloden uteblir och vattennivån under vinterns senare del och under våren blir lägre än normalt. Oftast följer vattennivåerna i magasinet detta säsongsmönster, men det finns också några s.k. flerårsmagasin. De har en reglering som sträcker sig över flera år och där vatten sparas på längre sikt, från våtår till torrår.

Störst regleringsamplitud och regleringsgrad har de stora magasinen i norrlandsälvarnas övre delar. Nivåskillnaderna i dessa magasin kan vara mycket stora och ofta ligger dämningssgränsen betydligt över den naturliga maximala nivån och sänkningsgränsen under miniminivån. Sådana magasin med stora regleringsamplituder (>6 m) återfinns i stort sett uteslutande i de norrländska älvarna (Figur 31).

Även många sjöar i landets mellersta och södra delar regleras på ett likartat sätt som i norr, men amplituden är betydligt lägre, vanligen under 3 m (Figur 31). Vidare kommer en stor del av vinternederbörden som regn i landets södra delar, vilket innebär ett annorlunda tillrinningsmönster och mer variabla vattennivåer under vintern.



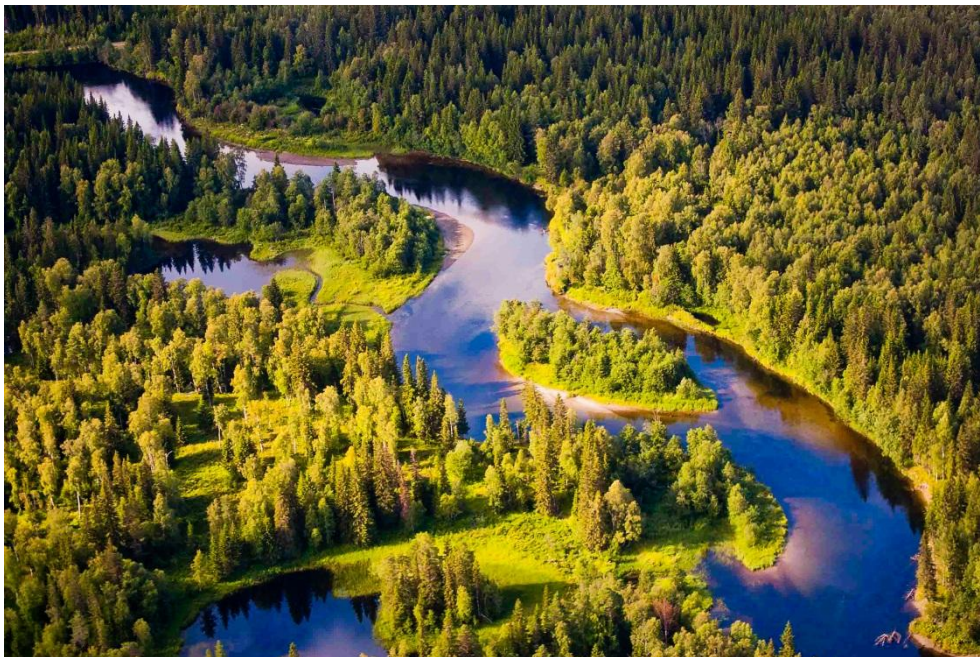
Figur 31. Regleringsmagasin (n=551) fördelade på 6 olika intervall med avseende på regleringsamplitud. (Data från SMHI).

Förhållandevis få sjömagasin kan sägas vara korttidsreglerade, dvs. där vattennivån ändras snabbt på kort tid. Oftast är det frågan om mindre sjöar belägna i de stora älvarnas huvudflöden.

Under det senaste decenniet har prishöjningen för elektricitet förändrats som en följd av elmarknadens avreglering. Flera faktorer bidrar visserligen, men ett jämförelsevis högre elpris tillsammans med förbättrade möjligheter till export av el, medför att det är relativt sett mer intressant att producera el under sommar och höst. Detta kan i sin tur innebära högre sommarflöden långsammare fyllning av magasinen, en något lägre fyllnadsgrad och tidigare avtappning under hösten.

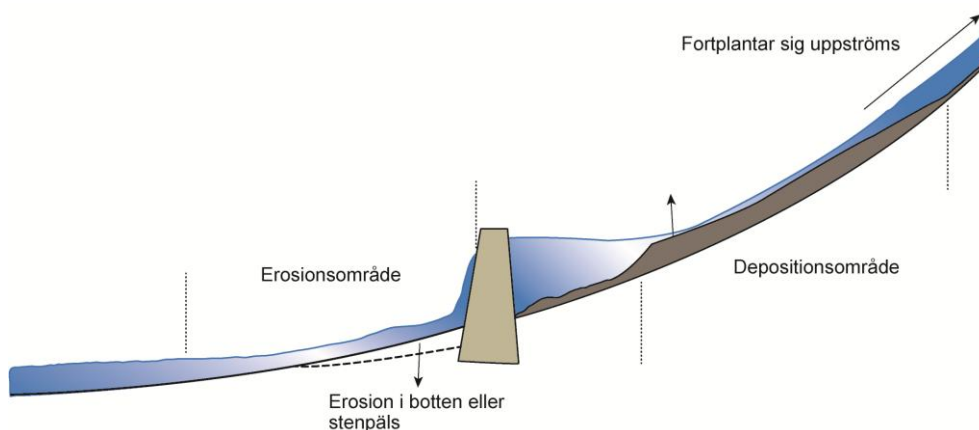
Sedimenttransport

Vattendrag utgör transportsystem för sediment. Sedimenttransportsystemet består av erosion, transport och sedimentation av partiklar, allt ifrån lerpartiklar till stora stenar. Älvfårans utformning och de fysiska förhållandena är anpassade till rådande sedimenttransport och vattenföring. Förändringar i vattendragets fysiska struktur över tid är ett resultat av dessa processer (Petts 1984). Sedimenttransporten delas in i suspensionstransport där materialet transporteras svävande i vattenmassan och bottenstransport där det förflyttas längs botten. Processen är diskontinuerlig där material rivs loss transporteras, avsätts och rivs loss igen. Generellt sett domineras övre delen av avrinningsområdet av erosion, mellansegmentet av växlande erosion och deposition samt nedre delen av deposition. Svämplan, som är ett resultat av deposition, uppstår därför en bit ned i avrinningsområden, inte ovanligt i de delar som domineras av storskaliga vattenkraftverk.



Figur 32. Sedimentation i den oreglerade Dammån (Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

Ändringar i vattenföring, och vattenhastighet eller tillförsel av material som en följd av reglering innebär förändringar i vattendragets fysiska miljö, vilka i sin tur påverkar det akvatiska ekosystemet. Effekterna är beroende av dammens storlek, utformning, placering m.m. Generellt kan man förvänta sig effekter såväl nedströms som uppströms (Knighton 1998). Förändringarna leder dock inte till någon omedelbar respons utan inträder successivt och fortgår över lång tid (Petts 1984). Anläggningsarbeten, överdämning, ökad erosion i magasin och vattendrag leder ofta initialt till ökad transport av sediment i vattendraget som helhet i samband med inrättandet av dammar och kraftverk. Denna effekt avtar sedan med tiden. Korttidsreglering ökar dock erosionen nedströms kraftverk (Harby & Bogen 2012).



Figur 33. Effekter på erosion och sedimentation uppströms och nedströms en dammkropp. Det är inte alltid fåran fördjupas nedströms en damm eftersom en stenpås ofta utbildas /tillförs kanalen nedströms och det mesta av det finkorniga materialet eroderas bort. (efter U.S. Army Corps of Engineers, 1994).

En konsekvens av att energin minskar i dämningsområdet är att vattendragets kompetens och kapacitet att bära sediment drastiskt reduceras (Graf 2006). Dammen som sådan innebär att man tillför vattensystemet en sedimentationsbassäng, vilket minskar transporten av sediment nedströms (Knighton 1998). Den största sedimentationen sker där vattendragets naturliga lutning övergår till en flackare vattenyta som en följd av dammen (se t.ex. Toniolo & Parker 2003). Med andra ord behöver inte sedimentationen ske omedelbart uppströms vattenkraftverket. Effekten blir störst för det grövre material som transporteras längs botten där dammen ofta utgör ett totalt hinder medan suspenderat material kan fortsätta genom kraftverket om inte dämningsområdet är för stort. Generellt sett är effektiviteten i sedimentfångsten i dammen relaterad till vattnets upphållstid.



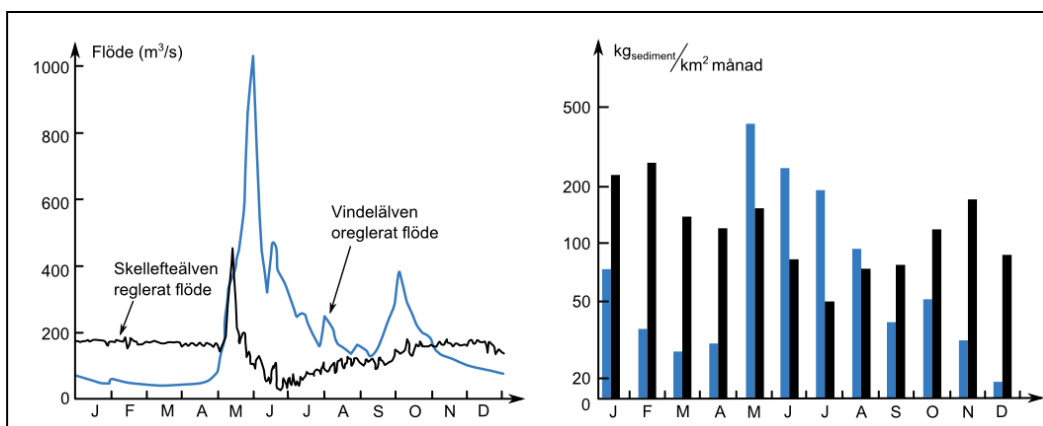
Figur 34. Sediment som deponerats som en följd av byggandet av Ljungå kraftverk (Gimån, Ljungan). Foto: Ingemar Näslund.

Det finns emellertid betydande skillnader mellan olika typer av sediment. Även suspenderat material kan sedimentera om flödes hastigheten bromsas upp framför dammen. Ju finkornigare partiklarna är, desto längre kan de hålla sig suspenderade i vattenmassan i dämningsområdet. Lerpartiklar kan ta veckor innan de sedimenterar vilket gör att magasin med stor omsättning fångar in relativt lite av de finkorniga sedimenten. I småskaliga vattenkraftverk, som ofta är strömkraftverk, är det framför allt botten transporten som fastnar i dammen. I vissa fall kan sedimentationen pågå en viss tid tills dammen är fylld med sediment upp till nivån för ett skibord. Därefter kommer botten transporten återgå till normalt tillstånd.

Stora älvmagasin har ofta för lång uppehållstid för vattnet för att tillåta botten transport genom magasinet. Dessutom påverkar de även den suspenderade halten så att den totala sediment transporten minskar drastiskt.

Störst risk för sedimentfångst uppstår i de vattenkraftverk som återfinns i vattendrag med sandiga sediment. Det finns i södra Sverige exempel på

kraftverksdammar som måste muddras med jämna mellanrum eftersom de fyllts med sediment.



Figur 35. Skillnader i hydrologi och sedimenttransport mellan den reglerade Skellefteälv och den oreglerade Vindelälv (efter Brandt 1990).

Det finns flera studier från de stora älvorna i norra Sverige som visar att mängden suspenderat material kraftigt har minskat efter det att kraftverken byggdes (Wennerberg & Brandt 1992). Skillnaderna i sedimenttransport mellan den oreglerade Vindelälv och den reglerade Skellefteälv var mycket stora och relaterade till skillnaderna i hydrologi (Figur 35). Det har också att göra med att lutningen, och därmed strömhastigheten har minskat, liksom vattendragets sedimentbärande förmåga.

Nedströms dammen förekommer ofta erosion genom att vattenytan ökar i lutning, vattendjupet minskar och flödes hastigheten ökar (Brandt 2000). Om det förekommer sedimentation uppströms dammen, leder detta också till att det finns ett underskott på sediment nedströms dammen jämfört med vattendragets ursprungliga potential att bära sediment (Kondolf 1997).

En vanlig konsekvens i reglerade vatten är att höglöden minskar i storlek och frekvens. Det reducerar vattnets transportkapacitet totalt sett, framför allt för det grövsta materialet. Pålagring av älvbotten med grovt material som annars skulle transportrats undan, kan bli följden (Petts 1984). I vattendrag eller vattendragssträckor där flödet reduceras permanent kan dessa effekter bli än mer framträdande. Även finare material sedimenterar, blir kvar och botten substratet blir som helhet mer stabilt (Osmundson et al. 2002). Det finare materialet fyller hålrum i botten och minskar flöde och flödes hastighet i det interstitiala skiktet (jfr Fergus & Bogen 2006).

Ett annat resultat av reducerade höglöden är att översvämningar minskar i omfattning eller uteblir, framför allt i samband med vårlöden (jfr Figur 24). Det innebär att den deposition av sediment och störning av svämplan som högvattnet medför, också uteblir (se Malm-Renöfält 2010 med referenser). En studie från USA med ett stort antal regleringsdammar, visade på en reduktion av aktiva svämplan längs vattendrag med 79 % (Graf 2006). Detta ger effekter på en rad olika ekosystem och ekosystemtjänster.

Vattentemperatur och isförhållanden

I ett oreglerat vatten bestäms vattentemperaturen av grundläggande fysiska förhållanden; lufttemperatur, in- och utstrålning samt vind. Vidare inverkar flödesvolym och vattenhastighet. Forspartier, där vattnet är turbulent, medför att kontaktytan med luften ökar liksom inblandningen av luft, vilket kan påskynda nedkylning eller uppvärmning av vattnet.

Dammar har som regel en utjämnande effekt på vattentemperaturen i och med att vattenhastigheten sjunker. I stora dammar kan temperaturskiktning etableras på samma sätt som i naturliga sjöar. Beroende på hur damm och kraftverk konstruerats (intagets läge m.m.) och från vilken nivå tappning sker, påverkas vattentemperaturen nedströms dammen (Bunn & Arthington 2002). Om intaget är djupt placerat blir vattnet varmare än normalt vintertid och kallare sommartid. Hög vattenföring under vintern i kombination med tappning av relativt sett varmare bottenvatten medför att många reglerade vattendrag förblir öppna i större utsträckning än vad de skulle varit under oreglerade förhållanden. De vanligen stora variationerna i vattenföring leder också till instabila isförhållanden.



Figur 36. Reglering medför att isförhållandena förändras (Storsjön, Indalsälven). Foto: Ingemar Näslund.

I reglerade vattendrag med forssträckor uppstår specifika problem. Exempel på sådana är Nedre Lången (biflöde till Indalsälven) och Mellan-Ljusnan. Under vintern är vattenföringen som regel hög men varierar också avsevärt och det inom korta tidsintervall. Det medför att vattendraget förblir öppet vid höga flöden i de forsande eller starkt strömmande partierna men snabbt fryser om flödet sänks.



Figur 37. Tjocka lager av kravis täcker helt bottenstenarna i Långan (Indalsälven). Situationen uppstår som en följd av höga vinterflöden, vilket förhindrar isläggning i samband med köldperioder. Foto: Ingemar Näslund.

Men när flödet sedan ökar igen bryts isen upp och isdämmen bildas. Under perioder med kallt väder exponeras vattnet i forsarna för kall luft vilket leder till sänkt vattentemperatur. Om temperaturen går ner mot 0 grader och vattenhastigheten når över 0,6 m/s bildas kravis, små iskristaller som flyter med strömmen. De fäster vid botten och kan bygga upp tjocka mattor och isdämmen och leda till lokal översvämning (Tvede 2006). Kravisbildning är en naturlig företeelse i samband med hög utstrålning under förvintern, men omfattning och varaktighet är större i reglerade vatten.

I utbyggda vattendrag med förhållandevis kontinuerligt flöde, utan stora dammar och där strömkraftverk dominerar, blir effekterna på vattentemperaturen mindre omfattande. Den är tämligen homogen genom hela vattendraget. Så är fallet i huvuddelen av vattendragen i södra Sverige, även om kravisbildning någon gång kan förekomma och formeringen av istäcke blockeras.

I vattendrag med reducerade flöden innebär den minskade vattenvolymen att variationen i vattentemperatur ökar, både på dygns- och årsbasis (Kvambekk et al. 2006). Isläggning sker tidigare eftersom vattnet kyla av snabbare under hösten. Men reducerad vattenförlust kan också innebära att grundvatten får relativt sett större inflytande på flöden och temperatur. Det ger omvända effekter i form av reducerad temperaturvariation. Ökad andel vatten som tillförs via lateral inströmning kan leda till högre vinter- och lägre sommartemperaturer samt att vattendraget förblir isfritt under vintern (Tvede 2006).



Figur 38. Isen smälter av från stränderna i utloppet av den reglerade Landösjön (Långan, Indalsälven) under våren. Foto: Ingemar Näslund.

I de reglerade sjömagasinen är vattennivåerna höga i samband med isläggning under november–januari. När sedan magasinet successivt töms, lägger isen sig mot de torrlagda bottenarna. Detta liknar till en del förhållandena i oreglerade sjöar och selområden, men omfattningen är väsentligt större. Mycket stora bottenområden torrläggs och täcks av is under vintern/våren om regleringsamplituden är stor och bottenprofilen flack.

Vattenkvalitet

De förändringar i vattnets kvalitet som blir en följd av reglering varierar i karaktär. Dels kan de vara relaterade till reducerad vattenföring, men också förändringar i sedimentation och retention inverkar liksom effekterna av överdämning av landområden.

I vattendrag med reducerad vattenföring minskar den totala vattenvolymen. Det innebär att känsligheten ökar för föroreningar av olika slag, t.ex. från industri, eutrofierande utsläpp från jordbruk, avlopp etc. Effekterna av reducerad vattenföring är i princip desamma som om utsläppen skulle ökat i omfattning. Minskad vattenföring kan också innebära ökad risk för förorening. Detta om huvudvattendraget minskar i volym och andelen av tillkommande vatten från sura biflöden ökar (Poléo 2006). Problemen uppstår i första hand i samband med snösmältning under våren. På motsvarande sätt kan reducerad vattenföring leda till att problemen med den mobilisering av kvicksilver som skogsbruket innebär (Bishop et al. 2009), ytterligare förstärks. Omvänt kan överledning av vatten, som ju innebär ökad vattenföring, medverka till större utspädning av föroreningar och därmed minskade vattenkvalitetsproblem. I

Sverige är detta dock av mindre betydelse då flesta överledningarna genomförts i glest befolkade områden utan större förorenande utsläpp.

Större variation i vattenföring (korttidsreglering) kan innebära att vattenkvaliteten varierar i ökad omfattning. Det som en följd av att förändrade proportioner mellan det vatten som tappas från damm uppströms och det yt- och grundvatten som tillförs vattendraget nedströms.

En annan effekt av reducerad vattenföring är att kontakten och utbytet mellan ytvatten och den hyporheiska zonen minskar i vattendrag. Det kan i sin tur leda till reducerade syrenivåer i bottenvattnet (Boulton 2007, Calles et al. 2007).

Överdämning av landområden innebär att mark av olika slag mer eller mindre permanent täcks av vatten. Utbytet av ämnen mellan marken och vattnet blir omfattande, framför allt under de första åren efter reglering. I första hand lakas närsalter i form av fosfor och kväve ut vilket leder till ökad akvatisk produktion i pelagialen (Runnström 1965, Welcomme 1995), men också förhöjda halter av närsalter nedströms. Denna effekt klingar dock av efter några år. Utsträckningen i tid är beroende av överdämningens omfattning. Överdämning av stora myrområden har visat sig ge högre halter av kvicksilver i vatten och biota (Friedl & Wuest 2002, Hultberg 2002).

Tillkomsten av dammar i ett vattensystem ökar sedimentation och retention. Det i sin tur påverkar också vattenkvaliteten. En jämförelse av transporten och koncentrationen av vanliga vattenkemiska komponenter som calcium, kalium, magnesium, natrium och kisel i en reglerad och en oreglerad älv visar att sedimentationen leder till omfattande reduktion i uttransport av dessa ämnen till havet (Humborg et al. 2006). I den oreglerade älven ökar koncentrationen av ämnena successivt nedströms medan den i den reglerade älven i princip förblir oförändrad från källorna till mynningen i havet. Sammantaget innebär detta att tillförseln av kisel, och sannolikt en rad ytterligare ämnen, till Östersjön avsevärt reducerats som en följd av regleringen av de stora älvarna (se även Siergieiev 2013). Konsekvenserna av detta är till stora delar okända men är sannolikt omfattande. Bland annat påverkas algsamhällets artsammansättning och primärproduktion.

Ett ytterligare vattenkvalitetsproblem är gasövermättnad (se Politano et al. 2009 med referenser). Den kan inträffa i anslutning till kraftverk och dammar och uppstå när vattnet "slås" mot hårt underlag. Gas trycks då in i vattnet och övermättnad kan uppstå. I första hand gäller detta syrgas. Det uppstår i samband med högflöden och spill men kan också uppstå som ett resultat av turbinpassagen. Övermättnad kan ge skador och dödlighet hos fisk (Politano et al. 2009).

Morfologi

Interaktionen mellan vattendragets flödesregim och den fysiska miljön i form av lokala geologiska förhållanden och landskapsformer, avgör storlek och utformning av strömfåror, fördelningen mellan lugnflytande och mer strömmande partier samt erosion och sedimentation. Ett naturligt vattendrag är normalt sett vid en dynamisk jämvikt. Det betyder att systemet är förhållandevis stabilt avseende bottenlutning samt fårans bredd, djup och bottenstrukturer. Det innebär inte att vattendraget saknar eroderande processer i

till exempel ytterkurvor. Förflyttning av meanderslingor nedströms är till exempel en naturlig process även i ett stabilt vattendrag. I många fall behövs dock bara en liten störning för att vattendraget skall bli instabilt och sträva efter ett nytt jämviktsförhållande med omgivningen.

Förändrad hydrologi och hydrualik leder därmed till morfologiska förändringar. Exempel på sådana är torrlagda fåror, utveckling av stenarmerade sektioner närmast nedströms kraftverket, kraftig erosion och ras längs kanterna och överfördjupning av fåran. Till detta kommer aktiv fysisk påverkan som rensning och sprängning nedströms kraftverket för att öka fallhöjd/avbördning. En mer omfattande genomgång av de morfologiska effekterna av vattenkraftverk och dammar finns i en sammanställning av Brandt (2000). En tydlig konsekvens är också förlust av mindre bottenformer såsom dyner och revlar (Bradley & McCutcheon 1987). Dessa former skapar små mikrohabitat för en rad olika organismer.

Om det förekommer sedimentation uppströms dammen, leder detta också till att det finns ett underskott på sediment nedströms dammen jämfört med vattendragets potential att bära sediment. I länder såsom England, USA och Kanada pratar man om "clear water erosion" som en effekt nedströms kraftverk. En konsekvens av denna erosion är att vattendraget överfördjupas vilket i sin tur sänker grundvattennivån i omkringliggande flodplan, ökar risken för skred och ras samt frikopplar fåran från flodplanet. Överfördjupningen av fåran kan dock begränsas genom att det utvecklas ett erosionsresistent bottensubstrat såsom stenpäls (Chien 1985).



Figur 39. Sedimentation i ett dämningsområde till ett småskaligt vattenkraftverk i Smedjeån (Lagan). Foto: Johan Kling.

Överfördjupning av fåran har inte uppmärksamats i Sverige i någon större omfattning jämfört med situationen i många andra länder (jfr Williams and Wolman 1984). Förändringen blir störst i vattendrag med finkorniga sediment. Överfördjupning av fåran leder i sin tur till snabbare genomströmning av

vattnet genom vattendraget vilket har konsekvenser för bland annat översvämningssrisk, retentionsförmåga m.m. Resultatet blir också att fåran blir allt mer förenklad och uträtad (ex. Julien 2002).

I vattendrag med reducerad vattenföring finns risk för motsatta effekter, uppgrundning av fåran. Det eftersom material sedimenterar i fåran som en följd av lägre vattenhastigheter generellt samt uteblivna höglöden (Fergus & Bogen 2006). Detta sker framför allt i vattendrag där det tillförs sediment från biflöden nedströms avledningen. Om stora mängder finkornigt material sedimenterar riskerar bottenarna att sättas igen och genomströmningen minskar.

Primärproduktion samt fördelning och omsättning av alloktont organiskt material

Vattendrag

I naturliga vattendrag står påväxtalger för en stor del av primärproduktionen. De växer på minerogent material, kärlväxter och mossor, död ved etc. Algsamhällena växlar i sammansättning och utbredning över året och de olika arternas krav på strömhastighet, substrat, närsalttillgång och ljus varierar avsevärt (Allan 1995). Det innebär att habitatmässigt komplexa strömmiljöer hyser fler arter.

I reglerade vattendrag försvinner eller reduceras forsen och starkt strömmande partier. Torrläggning, helt eller delvis, eller överdämning med minskad vattenhastighet och ökat djup, gör att förutsättningarna för påväxtalger förändras. Artsammansättningen ändras totalt sett och den biologiska mångfalden minskar som en följd av att utbudet av olika habitattyper reduceras (se Allan 1995 med referenser). Även sett ur produktionssynvinkel innebär förlusten av grunda strömmande områden en betydande minskning. Särskilt märkbart är detta i de helt avtrappade älvarna där sådana partier saknas.

De direkta effekterna av dammar på sammansättning och produktion av bentiska alger nedströms varierar avsevärt beroende på habitat, strömhastighet, temperaturförhållanden m.m. Direkt nedströms dammar eller kraftverk består vanligen vattendragsmiljön av ensartade utloppskanaler där djup, substrat och strömhastighet begränsar algproduktionen och antalet arter. Men om de fysiska habitatförutsättningarna är goda kan hög algproduktion förekomma som en följd av gynnsamma temperatur- och närsaltförhållanden (McCartney et al. 1999).

Även makrofyternas habitatförutsättningar förändras. Lägre strömhastighet, uteblivna höglöden och bottenar med större andel fint substrat ger bättre förutsättningar för etablering av fleråriga växter (Johansen 2006, Bergkamp 2000). Den totala mängden vattenväxter kan öka avsevärt som en följd av detta (Rörslett et al. 1989). Det gäller såväl älvmagasin i avtrappade älvar som vattendrag med reducerad vattenföring.

Basproduktionen i vattendrag är i mycket stor utsträckning beroende av omsättning av organiskt material som tillförs från landmiljön, i första hand löv och andra växtdelar (Minshall 1967, Vannote et al. 1980, Tank et al. 2010). Med förlusten av de grundare, snabbt strömmande partierna försvinner också de delar av vattendragen som står för den viktiga mekaniska bearbetningen av

detta material och den miljö där den huvudsakliga nedbrytningen av grövre organiskt material sker.

Regleringsmagasin

Huvuddelen av de stora regleringsmagasinen ligger i fjällnära områden. Naturliga sjöar i dessa områden karakteriseras av låga närsalthalter och klart vatten. Senare tids forskning har visat att basproduktionen i klara fjällsjöar nästan helt domineras av bentiska alger (Karlsson et al. 2009). De nyttjar dels närsalter lösta i det fria vattnet, men har också tillgång till porvattnet i sedimenten, där koncentrationen av närsalter är väsentligt högre. Via bottenfaunan omsätts sedan denna produktion och blir till födobas för fisk. Det finns också ett tydligt samband mellan ljusklimat och fiskproduktion (Karlsson et al 2009). Det vill säga ju större andel av sjöns bottenområden som nås av ljus i tillräcklig omfattning, och därmed kan fungera som produktionsområde för alger och bottendjur, desto högre fiskproduktion.



Figur 40. Flåsjöns regleringsmagasin (Ljungan) i väntan på vårflood. Foto: Micke Sundberg.

Vanligt är att reglerade fjällsjöar har stor amplitud och vattennivåförändringar över året som kraftigt avviker från det naturliga. En stor del av sjöns grunda områden täcks av is under vårvintern och torrläggs under vår och försommar, samtidigt som det mesta av det finkorniga materialet eroderas bort. Det gör att huvuddelen av området mellan sänkings- och dämningssgräns helt saknar vattenvegetation (Nilsson & Jansson 1995). Det leder också till att det i stort saknar bentisk algproduktion och bottendjur större delen av året. De flesta vattenväxter klarar inte heller is direkt på botten och långvarig torrläggning (Keto et al. 2006). Dessutom saknas finkorniga fraktioner i bottenmaterialet vilket missgynnar etablering av vattenväxternas rotsystem. Även bottenlevande alger (perifyton) påverkas negativt. Visserligen har perifytonsamhällen god förmåga att klara vattenståndsfluktuationer (Hawes & Smith 1993), men

infrysning och torrläggning av litoralen inverkar alltför menligt. Huvuddelen av primärproduktionen i de reglerade fjällnära sjöarna måste därmed ske i pelagialen, vilken normalt har mindre betydelse i näringsfattiga vatten (Karlsson et al. 2009). Sammantaget minskar magasinets biologiska produktionskapacitet samtidigt som biomassan och antalet arter av alger och kärlväxter reduceras.

Även i mer måttligt reglerade sjöar påverkas makrofytvegetationen negativt av vattenståndsförändringarna (Keto et al. 2006, Leira & Cantonati 2008, Hellsten & Mjelde 2009, Mjelde et al. 2012). Vissa arter missgynnas medan andra kan öka sin utbredning. Det leder till en mindre naturlig artsammansättning, men inte nödvändigtvis reducerat artantal (Wallsten 2010). Ett särskilt index för kartläggning av regleringseffekter i sjöar med utgångspunkt från makrofytter har tagits fram av Mjelde et al. (2012).

Dammar påverkar, förutom transport av fröer och sediment, också transporten av organiskt material i övrigt (Friedl & Wuerst 2002, Humborg et al. 2006). Höga flöden står för huvuddelen av transporten och fördelningen av organiskt material i vattensystemet (Tank et al. 2010). Utjämnade flöden och dammar innebär att löv och andra växtdelar ansamlas på dammbotten och i lugnflytande partier i stället för att i större utsträckning fördelas längs hela vattendraget. Det innebär att tillförseln av detta material till strömsträckor och strandzoner reduceras vilket i sin tur leder till att vattnets produktionsförmåga reduceras (Perry & Perry 1991).

Bottenfauna

Bottenfaunasamhället i vattendrag byggs upp av en rad funktionella grupper vars levnadssätt och födoval skiljer sig. Grovt förenklat kan de indelas i fem kategorier (Cummins 1974). Betare äter av de påväxtalger som växer i vattendraget, samlare/detritusätare lever av finpartikulärt organiskt material, delare lever av grövre organiskt material, filtrerare fångar födopartiklar som driver med strömmen medan rovdjur lever av andra bottendjur. Artmångfalden är stor och de uppvisar många olika anpassningar till vattenmiljön. Graden av specialisering är hög och de har ofta specifika krav på miljön; bottenstruktur, strömhastighet, vattenkvalitet, temperatur etc.



Figur 41. Adult bäckslända (*Leuctra nigra*). Larven lever huvudsakligen av dött organiskt material, i första hand löv. Foto: Ingemar Näslund.

Förändrade flödesförhållanden och en ändrad fysisk miljö som en följd av reglering får omfattande konsekvenser för bottendjuren, både vad gäller artsammansättning och produktion (Malmqvist & Englund 1999, Steele & Smorowski 2000, Raddum et al. 2006). Störst och tydligast effekt har förändringarna i den fysiska miljön. Torrläggning, reducerad vattenförlösning och överdämning medför att de forsande/starkt strömmande partierna i vattendraget försvinner och med dem många arter anpassade till den miljötypen (Raddum et al. 2006, Henricsson et al. 2012). Detta leder också till att produktionen minskar (se t.ex. Jonsson et al. 2012), dels som en följd av minskad vattentäckt bottenyta men också eftersom bottenfaunasamhället kommer att domineras av mer småväxta arter, ofta med tillväxten begränsad till kortare perioder. En viktig komponent är också flödesregimens direkta inverkan på bottendjurens livshistoria. Eftersom kritiska faser i livshistorien ofta är kopplade till olika flödesfaser, riskerar vissa arter att slås ut som en följd av utjämnade flöden, förändrade tidpunkter för flödestoppar och lågflöden samt ökad frekvens av flödesförändringar (Bunn & Arthington 2002).

Vattendrag med starkt reducerad vattenförlösning har färre arter och lägre tätheter av bottendjur (Englund & Malmqvist 1996, Henricsson et al. 2012). I första hand reduceras predatorgruppen och vissa typer av samlare. Huvudorsaken till förändringarna är de snabba och stora flödesförändringarna i denna typ av vatten medan flödesminskningen som sådan tycks ha mindre effekter. Det är också troligt att den lägre vattenförlösningen medför ökad sedimentation vilket leder till igensättning av den hyporheiska zonen och syrebrist (Boulton 2007, Calles et al. 2007). Det har i sin tur effekter på bottenfaunan. Episodisk torrläggning av vattendrag har långtgående effekter i form av reducerat artantal och återhämtning kan ta mycket lång tid (Lingdell & Engblom 2007). Vissa torrfårar kan, som en följd av dammläckage eller lokal tillrinning nedströms dammen, hysa en artrik bottenfauna (Henricsson et al. 2012). Den avviker dock sannolikt från den ursprungliga faunan.

Undersökningar i små och branta vattendrag (medelvattenförlösning 0,12-0,71 m³/s) har visat på små effekter av utbyggnad när det gäller diversiteten av bottendjur. Detta under förutsättning att minimivattenförlösning inrättats.

Produktionen av bottendjur minskade dock som en följd av reducerad produktionsyta (Brennes et al. 2010).

I reglerade vattendrag med intakta flöden, men där forsande/starkt strömmande partier finns kvar mellan kraftverken, registreras inga förändringar av artantalet (Englund & Malmqvist 1996, Englund et al. 1997). Däremot sker en antalsmässig nedgång av djuren i samlar- och predatorgrupperna.



Figur 42. Adult nattslända. Larven lever som delare, dvs. sönderdelar och lever av organiskt material. Foto: Ingemar Näslund.

För den grupp av bottendjur (delare) som lever av grövre växtmaterial som tillförs från landmiljön innebär tillkomsten av dammar att födoresursen reduceras och förändras i sin rumsliga och tidsmässiga fördelning. Transporten av löv och annat organiskt material blir beroende av den nya hydrologiska regimen. En stor andel av materialet stannar i dammarna på större djup och blir inte tillgängligt i övriga delar av vattendraget.

Korttidsreglering innebär stora påfrestningar för bottenfaunan och leder till minskade tätheter och reducerat artantal (Cushman 1985, Englund & Malmqvist 1996, Arnekleiv et al. 1997, Englund et al. 1997). I grunden innebär flödesvariationerna att djuren måste förflytta sig för att hitta de djup-, ström- och substratförhållanden de föredrar förutom att de riskerar ryckas med av vattenströmmen när flödet och därmed strömhastigheten ökar. De grupper av bottendjur som drabbas är betare, samlare, predatorer och filtrerare. Till den sistnämnda gruppen hör nätspinnande nattsländor där vissa arter inte återfinns i vattendrag med noll-tappning. Med kraftigt varierande flöden kommer näten att ömsom utsättas för påfrestningar av de höga strömhastigheterna som riskerar att trycka sönder näten, medan de låga strömhastigheterna vid lågflödena riskerar att slamma igen näten med det finpartikulära materialet som transporteras med vattnet. En annan effekt av korttidsreglering är katastrofdrift som innebär att bottendjuren lämnar sina uppehållsområden och låter sig föras med strömmen nedströms i samband med de hastiga flödesökningar som kan uppstå (Gibbins et al. 2007, Krström et al. 2010).



Figur 43. Nätbyggande nattsländelarv (*Hydropsyche* sp.). Denna typ av bottendjur får problem i vattendrag med korttidsreglering/nolltappning. Fångstnäten kollapsar eller utsätts för alltför höga strömhastigheter. Foto: Christian B. Hvidt.

Nedströms sjöar och selområden uppstår s.k. utloppseffekt. Den innebär mycket höga tätheter av filtrerande bottendjur (Ulfstrand 1968, Lillehammer & Saltveit 1984). De lever av den näring som i form av plankton eller organiskt material i övrigt strömmar ut från lugnvattenområdena. Detta är de absolut mest produktiva delarna i ett vattensystem. Effekterna avklingar nedströms. Reglering innebär att dessa områden ofta får en artfattig fauna med låga tätheter. Dammar, som ju ofta byggs i sjö- och selutlopp, reducerar den mängd näring som transporteras ut och eventuell korttidsreglering/nolltappning har negativa effekter. Till detta kommer att den produktiva bottenytan i sjöutlopp, vilka ofta är breda och relativt grunda, minskar avsevärt efter reglering. Den miljö som erbjuds nedströms dammen (ensartad utloppskanal med hög strömhastighet och grovt bottensubstrat) är ytmässigt mindre och oftast sämre lämpad för bottendjur.

I regleringsmagasinen försämras förutsättningarna för bottendjuren i litoralzonen. Det beror på att fint material eroderas bort och att bottnarna täcks av is eller torkar in periodvis. Antalet taxa och tätheterna minskar i den övre litoralen i reglerade sjöar (Grimås 1961, Aroviita & Hämäläinen 2008). Ju större regleringsamplitud, desto större förändringar (se även Eriksson 2010).



Figur 44. Flodpärlmusslor i Räggån, Bräcke kommun Foto: Micke Sundberg.

Vattenkraftutnyttjande är en viktig faktor bakom svaga populationer av flodpärlmussla (Ziuganov et al. 1994, Hastie et al. 2003). Effekter som en följd av vattenkraftexploatering finns också i samband med ökad sedimentdeposition och med fragmentering av vattenlandskapet. Om populationerna av musslans värddjur under den första livsfasen, öring och lax, drabbas negativt, minskar också musselbestånden. Generellt kan sägas att miljön i vattendragsavsnitten nedströms reglerade dammar och vattenkraftverk stressas av variationerna i vattenflödet (Strayer, 2008), vilket kan ha negativa konsekvenser för stormusslor (Mejdell Larsen 2012). Lyckad rekrytering hos stormusslor kan bero helt av årets flödesförhållanden. För arten *Fusconaia ebena* noterades att starka årsklasser uppstod när höga vårflöden avlöstes av relativt låg vattenföring (Payne & Miller 2000). De höga flödena kan ha spolat rent lämpliga bottenar och de låga flödena kan ha underlättat de unga musslornas settling. När vattnen regleras för kraftändamål uteblir ofta dessa flödesepisoder.

Fisk

Vattenkraftens, och särskilt dammarnas effekter på fiskbestånden, har varit föremål för omfattande studier. Barriäreffekten är uppenbar för ett stort antal arter. Anadroma arter (lek i sötvatten, uppväxt i havet) som lax, havsöring och flodnejonöga hindras från att nå sina reproduktionsområden eftersom vandrigen från havet upp i vattendragen hindras. För den katadroma ålen (lek i havet, uppväxt i sötvatten) gäller att den inte kan nå sina uppväxtområden i sötvatten. Ålpopulationerna drabbas också, om ålen getts möjligheter att vandra upp, av stor dödlighet i samband med utvandringen till havet. För Östersjöns del är situationen den att även bestånden av harr och sik, som

reproducerar sig i tillflöden, drabbas om dammar tillkommer. Men även helt sötvattenlevande arter påverkas. Deras rörelser i vattensystemen är omfattande. Öring, harr, röding och sik rör sig mellan uppväxtområden i sjöar/större älvar och reproduktionsområden i vattendrag (se Thorstad et al. 2006 med referenser). Stora rörelser registreras också för normalt strömlevande arter inom älvsystem (Linlökken 1993). Utöver detta förekommer hos dessa arter riktade näringsvandringar liksom vandringar till sjöar och selområden för övervintring (Northcote 1978, 1984, Näslund et al. 2004, Carlsson et al. 2004). Delar av sjölevande populationer av abborre, gädda med flera arter, söker sig periodvis från sjö till vattendrag och tillbaka (Degerman & Sers 1994, Chapman et al. 2012). Sammantaget innebär tillkomsten av dammar att lokala populationer av vissa fiskarter helt slås ut eller decimeras. Normalt vandrande populationer blir, om förutsättningarna finns, i stället stationära. En annan effekt är fragmentering. Det innebär att fiskpopulationen riskerar delas upp i delbestånd som är genetiskt isolerade från varandra (Heggenes et al. 2006). Detta även om fisk kan vandra nedströms och på så sätt bidra till genetisk variation hos populationer längre ned i vattendraget.



Figur 45. Öring är en av de fiskarter som hårdast drabbats av vattenkraftutbyggnad. Försvunna strömhabitat och fragmentering som en följd av vandringshinder är de vanligaste orsakerna. Foto: Ingemar Näslund.

Även nedströmsvandring utgör ett problem i reglerade vatten. Passage genom turbiner och tunnlar skadar eller dödar fisk (Therrien & Bourgeois 2000, Rivinoja 2005). Det finns en rad mekanismer som leder till skador på fisken (Čada, 2001):

- Snabba och extrema tryckförändringar
- Kavitation som uppstår vid extremt låga vattentryck
- Skjuvspänningar mot fiskkroppen
- Turbulens som leder till skador eller desorientering
- Kollision med ledskovlar eller andra rörliga delar i turbinhuset
- Abrasion när fisken pressas mellan rörliga och fasta delar

För lekvandrande laxfisk gäller att såväl utvandrande ungar som utlekt fisk skall passera kraftverk och damm, vilket oftast innebär turbinpassage. Även andra fiskarter är beroende av att röra sig i systemet för att fullborda sin livscykel (Coutant & Whitney 2000). Ju större fallhöjd och fiskstorlek, desto högre skadefrekvens. Turbintyp, turbinstorlek och varvtal spelar också roll där Kaplan-turbiner är mer skonsamma än andra turbintyper (Coutant & Whitney 2000).

Sammantaget leder habitatförändringarna i vattendragen till att fisksamhället förändras, från att domineras av strömlevande arter till dominans av arter anpassade för sjöar (se Bunn & Arthington 2002 och Malm-Renöfält 2010 med referenser). Predationsförhållandena förändras också på så sätt att gäddbeståndet expanderar och får större inflytande över fisksamhällets struktur (Hladik et al. 2008).



Figur 46. Harren är en av de fiskarter vars reproduktion riskerar att störas i samband med reglering. Vandringshinder, avsaknad av lämpliga lekbottnar och ogynnsamma flödesförhållanden är några av orsakerna. Foto: Ingemar Näslund.

Reducerade flöden i form av minimitappning medför direkta effekter på strömlevande arter (Baran et al. 1995). Korttidsreglering innebär för fisk att födounderlaget försämras men också en direkt fysisk påverkan (Parasiewicz et al. 1998, Young et al. 2011). Risk finns för strandning i samband med hastiga flödessänkningar (Hunter 1992, Saltveit et al. 2006, Harby & Bogen 2012). På motsvarande sätt kan hastiga flödesökningar innebära att fiskyngel eller rom spolas iväg (Barlaup & Saltveit 2006). Andra effekter är att lekbottnar torrläggs eller att lekvandring störs eller hindras (Young et al. 2011). Allmänt sett innebär snabba flödesförändringar att fisk måste ställa om och byta position oftare, vilket leder till ökad energiåtgång och minskad tid för födointag. Det sistnämnda kan leda till problem för fisken vad gäller tillväxt och överlevnad,

framför allt om det sker vintertid när födotillgången är begränsad, metabolismen låg och förflyttningar energimässigt kostsamma (Harby & Bogen 2012). Även risken för predation ökar. Nolltappning innebär för strömlevande fisk att predationstrycket från gädda ökar under de perioder kraftverket står stilla. Detta eftersom höga strömhastigheter normalt sett ger ett skydd för predationskänslig ungfisk. I närvaro av gädda ändrar öring sitt beteende i flera avseenden, bland annat vad gäller aktivitet och val av habitat (Vehanen & Hamari 2004). Vidare kan felaktig anpassning av minimitappning/nolltappning i relation till fiskens lektider, innebära att rom torrläggas eller spolats bort.



Figur 47. Harrynglen är beroende av driftande föda nära ytan. De behöver därför, allt eftersom de tillväxer, tillgång till en varierad miljö med olika strömhastigheter och djupförhållanden för att hitta lämpliga förhållanden för födosök. Reglering försämrar dessa förutsättningar. Foto: Ingemar Näslund.

Reglering kan också leda till att kopplingen bryts mellan ytvatten och det vatten som rör sig i bottensubstratet. Låga syrgasnivåer och förändrade temperaturregimer påverkar romöverlevnaden negativt (Calles et al. 2007, Poole & Berman 2001).

Isformation och vinterförhållanden är viktiga komponenter för fiskbestånden i strömwater i nordliga vattendrag (Alfredsen et al. 2006, Huusko et al. 2007). Istäcke ger fisken bättre förutsättningar i form av skydd. Det innebär att avsaknad av istäcke, som en följd av reglering, medför en negativ påverkan (Harby & Bogen 2012). Men is kan också innebära andra typer av problem, framför allt när det gäller krabisbildning. Ökad kravis i vattnet och på bottenarna, vilket är en vanlig förekomst i reglerade vatten, kan leda till akvatisk fauna påverkas vad gäller tillväxt och överlevnad (Beltao 2008). Strömlevande fisk påverkas negativt vad gäller möjligheter till habitatval, vilket kan påverka överlevnad och tillväxt (Huusko et al. 2007, Linnansaari et al. 2008, Brown et al. 2011).

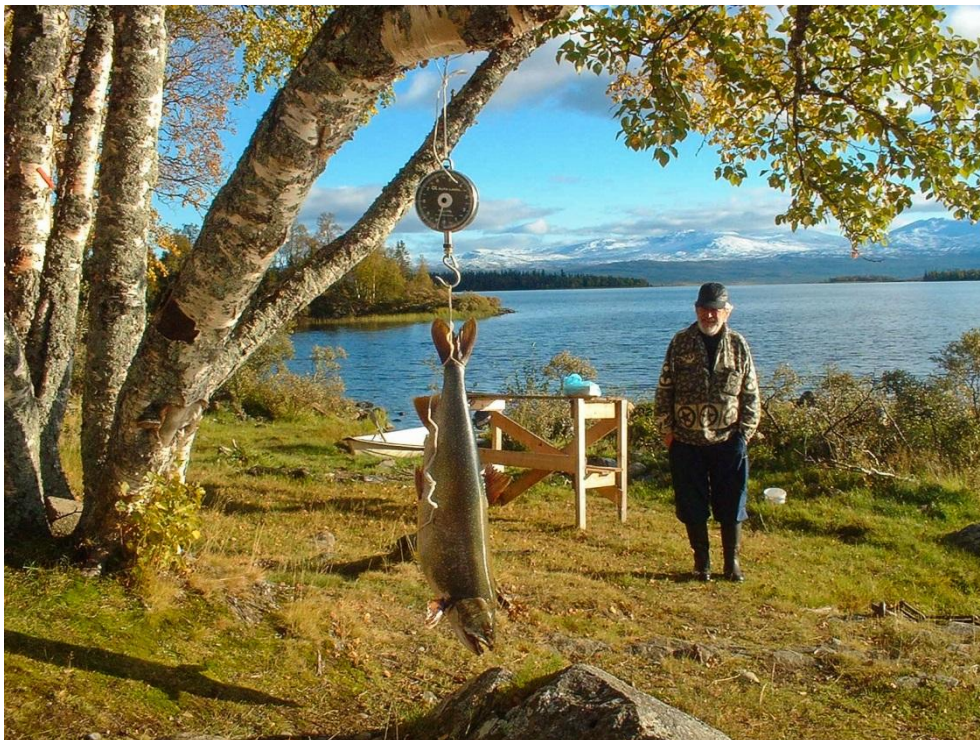
I de stora regleringsmagasinen i huvudälvarnas källflöden minskar fiskbiomassan totalt sett. De arter som huvudsakligen lever av bottenjur drabbas hårdast (Nilsson 1967, 1973, Vrede et al. 2005), men även planktonätande arter kan missgynnas (Rydin et al. 2008). Den negativa utvecklingen tycks fortsätta mer än 50 år efter uppdämningen (Milbrink et al. 2011). Sik ökar på bekostnad av öring och röding. I många fall sker också en fördvärgning av rödingbestånd på grund av att födoförutsättningarna

förändras till det sämre. I magasin längre ned i älvsystemen, med en mer komplex fiskartsammansättning, minskar litorala fiskarter som simpbor, spigg, elritsa och grönling (Sutela & Vehanen 2010).



Figur 48. Röding i god kondition från en naturlig fjällsjö (Ånnsjön, Indalsälven). I reglerade fjällsjöar försvärgas de ofta glesa rödingbestånden, vilket leder till låga medelvikt och dålig kondition. Foto: Ingemar Näslund.

För att kompensera en del av de miljökonsekvenser som uppstår i samband med reglering, har nya arter tillförts ekosystemen. Det gäller såväl näringsdjur i form av glacialrelikter (pungräkor m.fl. kräftdjur) som fiskarter, vilka tillförts de stora regleringsmagasinen i huvudälvarna (Fürst et al. 1986, Pakkasmaa & Petersson 2005). Introduktioner av denna typ är irreversibla och har i flera fall lett till icke förväntade effekter som exempelvis konkurrens med den ursprungliga fiskfaunan och oönskad spridning. Ett exempel på det senare är Kanadaröding som introducerats i ett flertal reglerade vattensystem, men även spritts till oreglerade vatten (Bergwall & Berglund 2010). Sammantaget har introduktionerna i många fall lett till ytterligare försämrade struktur och funktion i det reglerade vattnens ekosystem (Fürst et al. 1984, Hammar 1988).



Figur 49. Introducerad kanadaröding fångad i Ånnsjön. Arten hämtades till Sverige från Nordamerika för att sättas ut i reglerade vatten. Den har dock kommit att spridas även till naturliga sjöar och visat sig ha negativa effekter på bestånden av inhemska arter som öring och röding. (Länsstyrelsen i Jämtlands län, arkiv).

Fåglar, däggdjur, grodor

Det har inte, inom ramen för föreliggande projekt, varit möjligt att mer ingående belysa konsekvenserna för dessa djurgrupper. Interaktionerna mellan dem och vattenmiljön är komplexa och beror av en rad olika faktorer som biogeografisk region, vattendragets storlek, graden av hydromorfologisk påverkan, vilken art det är frågan om, etc. Effekter av reglering på dessa djurgrupper är därmed svåra att sammanfatta och kunskapsunderlaget i många avseenden begränsat (Nilsson & Dynesius 1994). De viktigaste orsakerna till påverkan är överdämning av landområden samt förändrad flödesdynamik. Klart är att fåglar och däggdjur som är direkt beroende av strömvattenmiljöer (t.ex. strömstare och utter) påverkas negativt som en följd av habitatförändringar (Walseng & Jerstad 2011, Heggberget 2006).



Figur 50. Uttern är, framför allt under vinterperioden i norra Sverige, beroende av strömlevande fiskbestånd. Foto: Kent Moén.

Landlevande, insektsätande fåglar, t.ex. flugsnappare påverkas negativt som en följd av reducerad insektsproduktion (Strasevicius 2007, Jonsson et al. 2012, Strasevicius et al. 2013). Även många andra fågelarter riskerar att påverkas men sambanden är mer oklara (Lislevand & Steel 2006 med referenser). Vad gäller vilt kan födounderlaget påverkas om vegetationen i strandzon och svämplan minskar i produktivitet och omfattning (Nilsson & Dynesius 1994). Vidare minskar förutsättningarna för vattendraget att fungera som korridor i landskapet.



Figur 51. Strömstaren lever i huvudsak av strömlevande insektslarver av olika slag. Reglering leder till försämrade habitat för födosök och minskad födotillgång. Foto: Kurt Skoog.

Interaktion med landmiljöer

Ett naturligt vattendrag avgränsas inte enbart till den fåra där vattnet rinner fram. Interaktionen och kontakten med omgivande landmiljöer gör att man i vattendragsmiljön måste inräkna även omgivande landmiljöer (svämplan) och det grundvattenområde som vattendraget är kopplat till. Interaktionen mellan land och vatten är omfattande och drivs av processer som flödesvariation, erosion, sedimenttransport och sedimentation. Den upprepade störningen, deposition av sediment och organiskt material, heterogeniteten m.m. skapar förutsättningar för existens av många arter och totalt sett en stor biomassa i vattendragets omgivning (McCartney et al. 1999). Dessa organismsamhällen har stor förmåga till omställning och respons på ändrade hydrologiska förhållanden. Vegetationen domineras av unga växande individ vilket gynnar djurlivet. Sammantaget leder detta till att svämplan utgör en av de naturmiljöer som har högst biodiversitet och produktivitet (Ward et al. 1999, Bergkamp et al. 2000).



Figur 52. Vårens översvämningar medför deposition av finsediment och organiskt material på vattendragets svämplan. Bilden från Vålån (Indalsälven). Denna process reduceras i omfattning eller försvinner vid reglering. Foto: Ingemar Näslund.

I ett naturligt vattendrag innebär flödesförändringarna i samband med vårfloden att strandzonen, och ofta även omgivande markområden, översvämmas. Vattnet innebär en återkommande störning av strandzonens växtlighet, nödvändig för att mer konkurrenskänsliga arter skall finnas kvar och därmed att den höga diversiteten bibehålls (Ward & Stanford 1995). Översvämningen medför också att sediment och organiskt material deponeras, vilket visat sig ha stor betydelse för ekosystemet i strandmiljön. Omvänt tillförs också vattnet såväl organiskt material som näringsämnen (närsalter) från de översvämmade områdena, vilket i sin tur har direkt betydelse för ekosystemet i vattendraget. Närsalter påverkar algproduktionen och organiskt material har

strukturell och näringsmässig betydelse för vattendraget (Webster & Meyer 1997). Om flödesdynamiken förändras som en följd av reglering, ändras också förutsättningarna för vegetationen i strandzon och svämplan (se Malm-Renöfält et al. 2010 med referenser). Minskad kolonisation och rekrytering av strandväxter, förändrad artsammansättning, minskat artantal och reducerad produktivitet har registrerats. Utfallet kan variera men beror av de lokala förutsättningarna och de hydrologiska förändringarnas karaktär. Om till exempel flödet utjämnas, och översvämningarna upphör, minskar sedimentationen, förhållandena stabiliseras och flodplanets flora och fauna förändras i riktning mot ett terrestert och mer homogent ekosystem med lägre produktivitet. I tempererade områden innebär reglering ofta en övergång till skogsdominerade strandmiljöer (Malm-Renöfält et al. 2010).

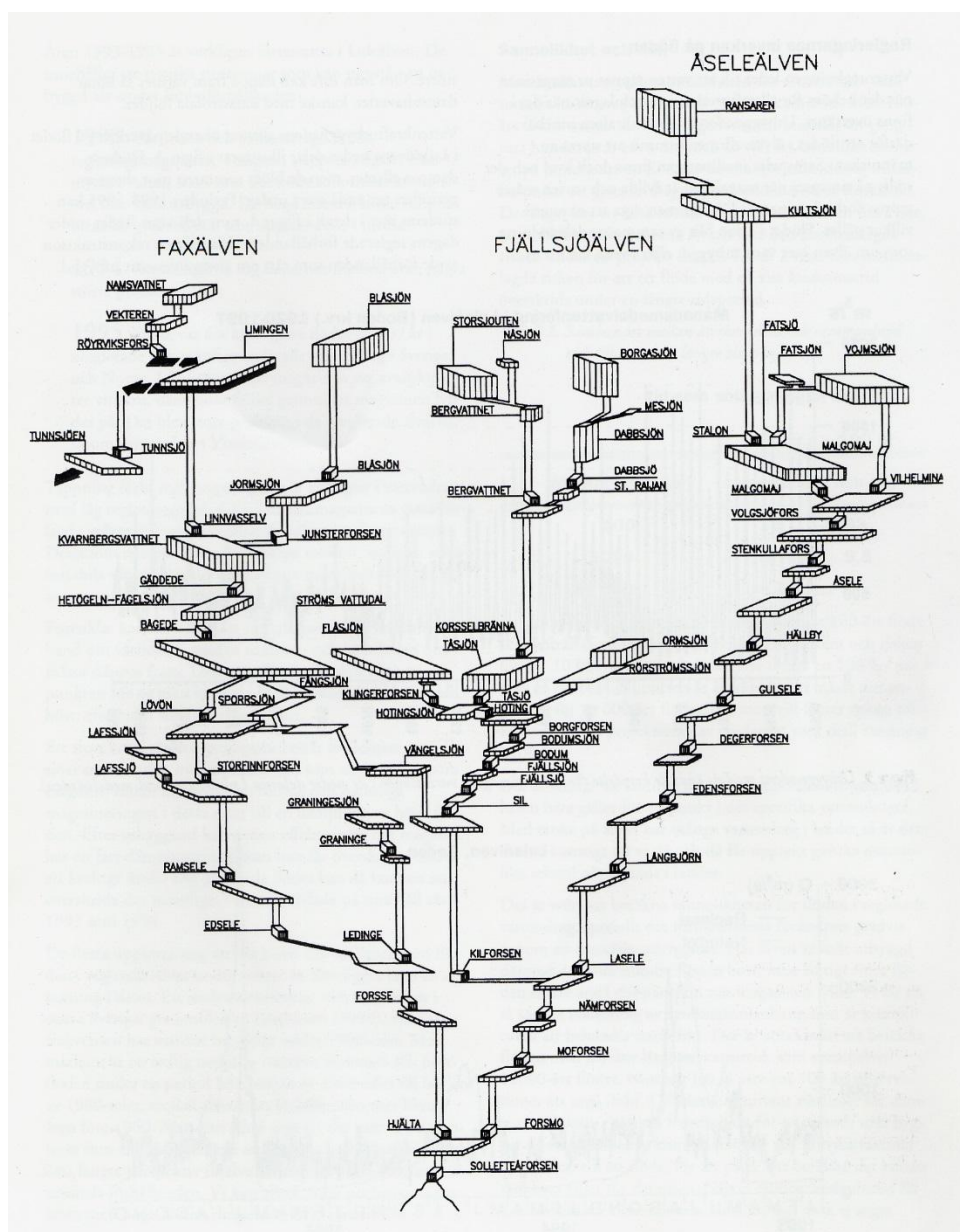


Figur 53. Jämtlandsmaskros, en av de strandväxter som påverkas negativt av reglering. Arten är fridlyst och rödlistad. Foto: Bengt Petersson.

I regleringsmagasin utarmas strandzonens vegetation som en följd av erosion och onaturliga förändringar av vattennivån (Nilsson & Jansson 1995). Undersökningar i svenska magasin har visat på ett reducerat antal arter med ca 33 %. I älvmagasinen var motsvarande reduktion 15 % (Nilsson et al. 1997). Stranderosion är en viktig faktor som leder till förändrad vegetation i dessa miljöer (Grelsson 1985). En direkt effekt av dammar är också att spridningen av växter försvåras. Frön som sprids med vattenflödet hindras i transporten nedströms. De förs till stränderna i magasinet eller sjunker till botten i dammarna i väsentligt större utsträckning. Det gör att växtsamhällena blir fragmenterade (Andersson et al. 2000, Jansson et al. 2000). Detta i motsats till oreglerade vattendrag där strandväxter i stor utsträckning har en kontinuerlig utbredning längs större delen av vattendraget.

Systemeffekter

I vissa avrinningsområden är utbyggnaden av vattenkraften mycket omfattande (Figur 54). En sådan reglering av ett helt vattensystem medför också miljöpåverkan som sträcker sig över ett större geografiskt område än den enskilda dammens eller kraftverkets närområde. Detta diskuteras sällan vid separata anläggningar. En stor del av de hydrologiska och geomorfologiska processer beskrivna ovan är exempel på sådana effekter. De kan resultera i förändrad näringsbalans, störda flöden av organiskt kol samt förändrade temperatur- och syrgasförhållanden (Friedl & Wuerst 2002). Det kan ta mycket lång tid innan dessa effekter uppstår fullt ut och de kan också interferera med annan antropogen påverkan, vilket gör dem svåra att upptäcka därmed sällan uppmärksammade.



Figur 54. Schematisk bild av Ångermanälvens reglering. "Lådorna" representerar kraftstationer och de "plana ytor" regleringsmagasin. (Bild: Vattenregleringsföretagen).

Undersökningar har visat att vattenkemin förändras som en följd av reglering. Den av älvarna transporterade volymen av vissa vanliga komponenter (kisel, kalcium, kalium, magnesium) reduceras avsevärt (Humborg et al. 2006, se även Sergieiev 2013). Detsamma gäller för organiskt material och närsalter (Friedl & Wuest 2002). Dammar och förändrad transport av dessa ämnen ökar retentionen i systemet, vilket leder till ändrade koncentrationer av dem även i Östersjön.

På motsvarande sätt minskar också transporten av organiskt material i hela systemet. Det ansamlas i dammarna och fördelas inte över hela vattendraget samtidigt som transporten ut i Östersjön reduceras. Kopplat till detta är de förändrade förutsättningarna för spridning av frön, vilka leder till fragmenterade växtsamhällen.

Även flödesförändringarna är omfattande i de stora älvarna. En stor del av årsflödet magasineras under sommar och höst för att sedan släppas ut under vintern (Bergström 1993). Det leder till ett högt flöde av vatten med låg temperatur under vintersäsongen längs älvens hela huvudflöde. Detta vatten når så småningom Östersjön under en period då tillflödet av sötvatten normalt sett är lägst. Konsekvenserna av detta för Östersjön är i stor utsträckning okända.

Relativt sett storskaliga flödesförändringar uppstår också i mindre vattensystem i mellersta och södra Sverige. Många sjöar är reglerade, visserligen med små amplituder, men sett över hela vattensystemet innebär detta ökad vintervattenföring, reducerad vårflod och lägre försommarflöden. Effekterna förekommer men är mindre uttalade i landets södra del där vinternederbörd i form av regn och snösmältning leder till utjämnade flöden även under normala förhållanden.

Den överdämning av landområden som skett i samband med de stora regleringarna under 1940–70-talet medförde att stora mängder närsalter lakades ut och tillfördes vattnet under de första åren efter det att vattnet höjts. Uttransport nedströms blev sedan följden men denna effekt avklingade normalt sett inom en 10-årsperiod.

En annan mindre uppmärksammas effekt av överdämning är ökad tillförsel av växthusgaser till atmosfären. Effekterna är mer uttalade i tropiska ekosystem men emission sker även på nordliga breddgrader (St Louis et al. 2000, Kemenes et al. 2007). Som en följd av att i huvudsak naturliga sjöar reglerats och därmed små landområden överdämts i Sverige, och berörda markområden hade lågt innehåll av organiskt kol, blir omfattningen av frisläppta växthusgaser mindre (Bergström et al. 2004, Bergström 2011). I Skandinavien torde huvuddelen av växthusgastillförseln idag ha upphört eftersom så pass lång tid passerat sedan de stora överdämningarna genomfördes (Bergström 2011).

Undersökning och bedömning av vattenkraftens miljökonsekvenser

I dagsläget finns ett behov av utökad kartläggning av vattenkraftens konsekvenser för den akvatiska miljön. I Bottenhavets vattendistrikt till exempel, övervakas mindre än 1 % av de vattendrag som påverkas eller riskerar att påverkas av hydrologiska förändringar. Motsvarande nivåer för vattendrag med kontinuitetsproblem och morfologiska förändringar är 3,2 respektive 4,3 %. Det innebär att miljöundersökningar endast genomförs i ett fåtal reglerade vatten och att den statusklassning som görs inom ramen för arbetet med vattenförvaltning i alltför stor utsträckning baseras på expertbedömningar och modellerade data. Vidare är dagens bedömningsgrunder otillräckliga. Klart är att det fortsatta arbetet med vattenförvaltningen kommer att kräva mer precisa mätningar av påverkan, dels för att verifiera statusklassningen, dels för att utveckla underlaget för bedömning av vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra.

Förutom det som tagits fram inom föreliggande projekt, pågår på flera håll arbete med att förbättra kunskapsläget vad gäller undersökningar och bedömning av vattenkraftens påverkan. Bedömningsgrunderna ses över i ett särskilt projekt – Waters (www.waters.gu.se) men också, i vissa fall, av HaV i samarbete med SMHI. Inom ramen för ett större EU-projekt, REFORM (www.reformrivers.eu), utvecklas ny kunskap om vattenkraftpåverkan och miljöförbättrande åtgärder. Miljösamverkan Sverige (länsstyrelsernas och de berörda nationella myndigheternas gemensamma organ kring tillsyn och tillsynsvägledning), arbetar med ett utvecklingsprojekt inom tillsyn av vattenkraftens egenkontroll. Projektrapporten inbegriper ett utförligt förslag på lämplig undersökningsmetodik för vattenkraftpåverkade vatten.

Avsikten med avsnittet nedan är att, i form av en enkel checklista, kort sammanfatta parametrar och lämplig metodik för att genomföra undersökning och kartläggning av miljöpåverkan från vattenkraft. För en mer detaljerad redogörelse för kunskapsläget och en utförligare metodbeskrivning, se projektrapporten *Tillsyn av vattenkraftens egenkontroll* (Miljösamverkan Sverige 2012).

Begränsningar

Det existerande dataunderlaget för bedömning av miljökonsekvenser är begränsat, framför allt vad gäller biologiska parametrar. Dagens program för samordnad recipientkontroll (SRK), övrig miljöövervakning och eller egenkontroll täcker inte de behov som föreligger. Utökade undersökningar är därmed angelägna för att uppnå en mer preciserad statusklassning och bättre underlag för åtgärder. Dock finns ett antal begränsningar som påverkar möjligheterna till och förutsättningar för undersökningar:

- Referensvärden från mer ostörda förhållanden före utbyggnad saknas i stor utsträckning. Undantag utgör de fiskundersökningar som kan ha genomförts i samband med ansökan i utbyggnadsepokens senare del (1960–70-talet).
- Biologiska och morfologiska undersökningar, framför allt i stora reglerade vatten, innebär metodologiska och kostnadsmässiga utmaningar.
- Verksamhetsutövarna genomför endast i undantagsfall undersökningar av miljökonsekvenser, bortsett från kontroll av att villkoren för verksamheten uppfylls. Verksamhetsutövaren ska visserligen, i enlighet med egenkontrollförfordningen, "...fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt", men situationen vad gäller egenkontrollens omfattning är inte helt klarlagd. Ansvariga myndigheters möjligheter att genom direkt tillsyn förelägga om utökade undersökningar är i dagsläget begränsade. Detta samtidigt som resurserna för egeninitierade undersökningar eller miljöövervakning är mycket små i dagsläget.
- Undersökningarna fokuserar i första hand på enskilda anläggningar. Ett mer holistiskt synsätt där systemeffekter också undersöks är nödvändigt, men svårt att genomföra.
- Sjöar och vattendrag är "individer". Förutsättningarna varierar geologiskt, hydrologiskt, biologiskt, etc. Alltför grova generaliseringar när det gäller miljöpåverkan kan vara vanskliga.

Sammantaget innebär dessa begränsningar att manualen nedan måste ses som ett förslag på vilka undersökningar som kan vara lämpliga att genomföra. Alla delar är inte användbara för alla anläggningar, men genom att gå igenom listan och successivt avgöra vad som är möjligt/rimligt att genomföra, kan en mer strukturerad analys av påverkansbedömningen genomföras.

Checklista för analys av miljöpåverkan

1. Tillståndet och dess efterlevnad

Innan undersökningar inleds behövs en genomgång av tillståndet. Vilka villkor gäller? Hur skall anläggningen vara utformad etc? Därefter kontrolleras att detta tillstånd följs.

2. Anläggningens tekniska utformning.

En beskrivning av damm- och kraftverksanläggningen är nödvändig. I första hand sker detta genom att tillsynsmyndigheten kontrollerar om den beskrivning som finns i tillståndet har följts. Det kan inbegripa typ av luckor, utskov, intag, tappningssätt, peglar, kanaler, tunnlar, dammbyggnad, kraftverk, turbintyp, faunapassage, fingrindar m.m. Fotodokumentation av anläggningens komponenter i anslutning till den beskrivande texten är att föredra.

3. Morfologiska undersökningar

Kraftverk och dammar innebär en förändring av miljön i direkt anslutning till anläggningarna, men också upp- och nedströms. Dessa förändringar och den påverkan de medför kan vara svåra att kvantifiera. Mycket handlar om bedömning av situationen på plats. Utökad biotopkartering som innefattar ytterligare morfologisk kartläggning, är ett lämpligt angreppssätt. Frågorna nedan skall ses som en hjälp för att beskriva påverkan i samband med fältbesök. De har inte angetts i prioritetsordning och har störst relevans vid mindre anläggningar.

Nedströms och i anslutning till kraftstationen:

- Finns helt eller delvis torrlagd fåra?
- Finns tecken på pågående erosion längs stränder – ras, skred, branta sidor?
- Hur ser bottensubstratet ut nedströms stationen – sprängsten, armering, ensartad miljö i övrigt? Fåran kraftigt rensad/muddrad? Erosionsskydd av sten eller betong?
- Hur långt sträcker sig påverkan?
- Överfördjupning av fåran som följd av sedimentunderskott?

Uppströms damm- och kraftstation:

- Minskad bottenlutning och strömhastighet samt ökad sedimentation?
- Sker överdämning av landmiljöer, i så fall hur stora arealer är det frågan om?
- Stranderosion i dammen/magasinet?

Källor: Biotopkartering, fältbesök, miljödomar, dammregister, kraftverksregister.

4. Hydrologi.

Korrekt information om hydrologiska förhållanden upp- och nedströms den aktuella anläggningen är av central betydelse.

- Vilka data finns tillgängliga?
- Hur mäts de, samlas in och lagras?
- Om hydrologiska data saknas, behöver mätningar etableras. Aktuella mätpunkter är dammnivå, flöde genom kraftverk, spill genom/över damm samt flöde i torrfåra/minimitappningsfåra. Viktigt är alltså att kunna registrera hur stort flödet är genom kraftverket, hur mycket som passerar dammen utan att gå genom kraftverket samt hur mycket som rinner i den gamla älvfåran. Dygnsmedelvärden för flöde och nivå är som regel tillräckliga, men om anläggningen har möjlighet till korttidsreglering är mätning av timvärden nödvändig.

För analys av flödesdata i form av jämförelse av reglerade vs oreglerade förhållanden, kan DHRAM-parametrar utnyttjas (Black et al. 2005). Med denna modell kan en rad olika flödesparametrar beräknas. Dessa jämförs

sedan med oreglerade förhållanden, modellerade flöden för mätpunkten (SMHI) eller värden likartade för referensvattendrag i området. (Leonardsson 2010, Olsson 2011a).

Ytterligare frågor att beakta:

- Påverkas anläggningen av reglering uppströms?
- Förekommer noll-tappning?
- Finns minimivattenföring och i så fall, var rinner den, hur stor är den och hur fördelas den över året?
- Förekommer stora spill/störttappning i den naturliga fåran (min-tappning, torrfåra)?

Källor: Verksamhetsutövaren, Regleringsföretagen, SMHI, Svenska kraftnät, egna och andras mätningar, miljödomar.

5. Vattentemperatur

Beroende på hur och när tappning från damm genomförs, kommer temperaturregimen nedströms att påverkas. Om risken för negativ temperaturrelaterad följdverkan (stöpis-bildning, gasövermättnad, syrebrist m.m.) bedöms som stor, bör kontinuerlig temperaturmätning etableras.

Källor: Verksamhetsutövaren, egna mätningar, dricksvattenintag m.m.

6. Vattenkemi

De vattenkemiska problemen relaterade till vattenkraft uppstår i första hand i vattendragssträckor med reducerad vattenföring. Liten vattenvolym i huvudvattendraget i relation till tillrinnande vattendrag ökar känsligheten för föroreningspåverkan, försurning m.m. Ökad erosion kan medföra omfattande transport av suspenderat material. Överdämning av landområden kan medföra förhöjda halter av kvicksilver. Det kan därmed sammantaget finnas anledning att genomföra vattenkemiska och fysikaliska undersökningar och kartläggning av markanvändning med tanke på kvicksilvermobilisering m.m.

Källor: Gällande kontrollprogram, övrig miljöövervakning.

7. Biologisk provtagning

Vattendirektivets statusklassning skall i stor utsträckning baseras på biologiska parametrar. En utökad provtagning inom detta område är nödvändig.

Vattendrag:

- Om vattendraget har strömsträckor med förutsättningar för naturlig strömlevande fauna bör i första hand elfiske genomföras. Kunskapsläget när det gäller vattenkraftpåverkan

och bottenfauna är i dagsläget svårbedömt, vilket innebär att det är tveksamt om undersökningar av bottenfauna är motiverade.

- I djupa, kanalartade sektioner är undersökningar svårare att genomföra. Elfiskeundersökningar kan normalt sett inte genomföras med tillräckligt hög effektivitet om inte möjligheter till båtelfiske finns. Ett alternativ är de nya strömöversiktsnäten som är under utveckling.
- Dokumenterad eller misstänkt förekomst av särskilt värdefulla arter (flodkräfta, stormusslor som tjockskalig målarmussla och flodpärlmussla, m.fl.) bör alltid undersökas, liksom förekommande arters reproduktionsframgång.
- Påverkan på algsamhället har hitintills visat sig svår att relatera till vattenkraftpåverkan, vilket reducerar värdet av sådana undersökningar.

Regleringsmagasin:

- Undersökningar av makrofytsamhället ger förutsättningar att värdera regleringspåverkan. Framför allt är detta aktuellt i magasin med amplituder under 5 m. I magasin med högre amplituder saknas ofta makrofytvegetation helt. Ett särskilt index för makrofyter och reglering har nyligen presenterats av Mjelde et al. (2012).
- Bottenfauna kan vara en stödparameter i bedömningen, men även här är förutsättningarna bäst i moderat reglerade magasin. Littoralfauna saknas eller är alltför utarmad i magasin med stor amplitud.
- Nätprovfisken ger god information om fiskartsammansättningen och kan användas i bedömning av påverkan.

Källor: Tidigare undersökningar utförda i samband med prövning av verksamheten, miljöövervakning, samordnad recipientkontroll, separata projekt, datavärdarnas databaser, m.m.

8. Faunapassager – kontroll av vandring o effektivitet

Om faunapassager finns installerade bör deras funktion och effektivitet kontrolleras. Vissa undersökningar kan vara genomförda i samband med deras tillkomst (prövotid) eller på annat sätt.

Källor: Verksamhetsutövaren, Länsstyrelsernas register, åtgärdsdatabasen, f d Fiskeriverkets utredningskontor (numera vid länsstyrelserna i BD-, Y- och O-län), Havs- och vattenmyndigheten, lokala fiskevårdsintressenter.

Fortsatt kunskapsutveckling

Sammantaget innebär utvinning av vattenkraft en omfattande inverkan på den akvatiska miljön. Såväl hydrologi som morfologi förändras och därmed även ekosystemen. Strukturer och processer viktiga för att upprätthålla naturlig biologisk mångfald, försvinner eller störs. Ambitionen med föreliggande rapport har varit att täcka in huvuddelen av de väsentliga frågeställningarna inom området vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem. Den vetenskapliga litteraturen som berör detta område är omfattande och arbetet med fortsatt kunskapsuppbyggnad inom ämnesområdet fortgår. Vidare ställs höga krav på god kunskapsunderbyggnad i samband med det omfattande åtgärdsarbete som förestår inom vattenförvaltningen. Såväl det mera detaljerade kunnandet om konsekvenserna av vattenkraftpåverkan som åtgärdernas effektivitet behöver utvecklas ytterligare. Mot bakgrund av detta kan ett antal ytterligare insatser vad gäller kunskapsuppbyggnad inom ämnesområdet identifieras:

- Verksamhetsutövaren ska se till att verksamheten bedrivs på ett sådant sätt att miljö kvalitetsnormerna uppfylls. Till grund för dessa ligger bedömningsgrunder, vilka för närvarande genomgår en revidering. Detta arbete är särskilt angeläget för hydrologiskt och morfologiskt påverkade vatten. Dels har dagens bedömningsgrunder brister, dels behöver begreppet God ekologisk potential definieras. Detta så att arbetet med åtgärderna kan komma igång även i de vatten som enligt direktivet klassificeras som kraftigt modifierade. Dit hör många av de reglerade vattensystemen.
- Arbetet med vattenförvaltning står inför en rad utmaningar när det gäller åtgärder i vattenkraftpåverkade vatten. Förslag på åtgärder finns framtagna (se t.ex. Degerman 2008), men det praktiska arbetet har ännu inte kommit igång. Miljökonsekvenserna för enskilda anläggningar behöver vara väl belagda, liksom kunskaperna om åtgärderna och deras effekter. Vidare krävs utvecklad metodik för insamling och tolkning av uppföljningsdata efter åtgärder. Fortsatt kunskapsutveckling i anslutning till åtgärdsarbetet är därför nödvändig.
- Vattenkraft innebär ofta reglering av vattenflödet i hela system. Det i sin tur ger miljökonsekvenser på vattensystemnivå. Dessa är många gånger svåra att kartlägga och kan inte kopplas till en enskild anläggning. Mycket talar för att sådana övergripande effekter i dagsläget är underskattade. De behöver därmed ägnas särskild uppmärksamhet.
- Den litteratursammanställning som redovisas i föreliggande rapport inriktas i första hand på att övergripande beskriva följderna av vattenkraftexploatering. För vissa specifika delområden som t.ex. konsekvenser av hydrologiska förändringar och interaktioner mellan land- och vattenmiljöer, är mer fördjupad kunskapssammanställning nödvändig.
- Under våren 2012 tillsattes en utredning som ska se över reglerna i miljöbalken när det gäller vattenkraften. Den ska föreslå de ändringar

som behövs för att miljörettens grundläggande principer – såsom principen om att förorenaren betalar och principen om att bästa möjliga teknik ska användas – får genomslag. För att de lagmässiga avvägningarna skall vila på säker grund, krävs att utredningen har en tydlig koppling till de naturvetenskapliga analyserna av miljöeffekter.

Referenser

- Ahonen, J. 2013. Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde. Kandidatuppsats i biologi. Inst för Ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet.
- Alfredsen, K., Stickler, M. & T. Linnansaari. 2006. Verknader av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevassføring. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2006.
- Allan, J.D. 1995. Stream ecology: structure and functioning of running waters. Chapman and Hall, London.
- Andersson, E., Nilsson, C. & M.E. Johansson. 2000. Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. Regulated Rivers: Research and Management 16: 83–89.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrom, E.A. & T. Bongard. 1997. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993–1995. Del II. Forholdene etter regulering. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-10. 46 s.
- Aroviita, J. & H. Härmäläinen. 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. Hydrobiologia 613: 45–56.
- Bakken, T.H., Zinke, P., Melcher, A., Vehanen, T. & M. Acreman. 2012. Setting environmental flows in regulated rivers. SINTEF, Report TR A7246. 99 p.
- Black, A.R., Rowan, J.S., Duck, R.W., Bragg, O.M. & B.E. Clelland. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regimes for the EC Water Framework Directive. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 427–446.
- Baran, P., Delacoste, M., Lascaux, J.M., Belaud, A. & S. Lek. 1995. Effects of reduced flow on brown trout (*Salmo trutta* L.) populations downstream dams in French Pyrenees. Regulated rivers: Research and Management 10: 347–361.
- Barlaup, B.T. & S.J. Saltveit. 2006. Fisk. Gyting, rognutvikling og tidspunkt for første naeringsoptak. s. 80–87, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Beltao, S. 2008. Progress in the study and management of river ice jams. Cold Regions Science and Technology 51: 2–19.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J. & M. Acreman. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration Thematic Review II.1, World Commission on Dams, Cape Town, www.dams.org
- Bergström, S. 1993. Sveriges hydrologi - grundläggande hydrologiska förhållanden. SMHI/Svenska hydrologiska rådet. Fjärde upplagan. Direkt Offset, Norrköping 2001.
- Bergström, A.K., Algesten, G., Sobek, S., Tranvik, L. & M. Jansson. 2004. Emission of CO₂ from hydroelectric reservoirs in northern Sweden. Archiv für Hydrobiologie 159: 25–42.
- Bergström, A.K. 2011. Produktion och emission av växthusgaser från regleringsmagasin – en litteraturstudie. Rapport. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet. 33 s.
- Bergwall, L. & A. Berglund. 2010. Fiskundersökningar i Ånnsjön. Effekter av introducerad kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) samt resultat av

- decimeringsfiske och fiskinventerinagar. Länsstyrelsen i Jämtlands län. Rapport 59 s.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T. & S. Åkerblom. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio* 38: 373–380.
- Boulton, A. J. 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632–650.
- Bradley, J.B. & S.C. McCutcheon. 1987. Influence of large suspended-sediment concentrations in rivers. p. 645–689 In: Thorne, C.R., Bathurst, J. C., Hey, R. D. Eds. *Sediment Transport in Gravel-bed Rivers*. Wiley, Chichester,
- Brandt, A. 2000. Classification of geomorphological effects downstream dams. *Catena* 40: 375–401.
- Brandt, M. 1990. Generation, transport and deposition of suspended and dissolved material - examples from Swedish rivers. *Geografiska Annaler, Series A* 72: 273–283.
- Brennes, T., Saltveit, S.J. & J.E. Brittain. 2010. *Bunndyr og småkraft*. s. 48–73, I: Frilund, G.E. (red.): *Etterundersøkelser ved små kraftverk*. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 2 - 2010.
- Brown, R.S., Hubert, W.A. & S.F. Daly. 2011. A primer on winter, ice, and fish: What fisheries biologists should know about winter ice processes and stream-dwelling fish. *Fisheries* 36: 8–26.
- Bunn, S.E. & A.H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- Cada, G.F. 1997. Shaken, not stirred: The recipe for a fish-friendly turbine. *Resource Relation, Conference: Waterpower '97*, Atlanta, Georgia. 10 p.
- Calles, O., Nyberg, L. & L. Greenberg 2007. Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications* 23: 829–842.
- Carlsson, J., Aarestrup, K., Nordwall, F., Näslund, I., Eriksson, T. & J.E.L. Carlsson. 2004. Migration of land-locked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 1–7.
- Chapman, B.B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P.A., Skov, C., Hansson, L.A. & C. Brönmark. 2012. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology* 81: 456–478.
- Charmasson, J. & P. Zinke. 2011. Mitigation measures against hydropeaking. A literature review. SINTEF Report 7192. 51 s.
- Chien, N. 1985. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. *Earth Surface Processes Landforms* 10: 143–159.
- CIS-report 2006. Hydromorphology drafting group: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. 65 p.
- Coutant, C.C. & R.R. Whitney. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 351–380.
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631–641.

- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.
- Degerman, E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Rapport. Naturvårdsverket och Fiskeriverket.
- Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of Freshwater fish* 3: 116–122.
- Englund, G. & B. Malmqvist. 1996. Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in North Swedish rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 433–445.
- Englund G., Malmqvist, B. & Y.X. Zhang. 1997. Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers. *Freshwater Biology* 37: 687–697.
- Eriksson, U. 2010. Undersökning av påverkan på bottenfaunan i reglerade sjöar och vattendrag i Värmlands län 2009. Rapport till Länsstyrelsen i Värmlands län. Medins biologi AB. 156 s.
- European Environment Agency. 2012. European waters – assessment of status and pressures, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union, 2012, 100 s.
- Fergus, T. & J. Bogen. 2006. Sedimenttransport og bunnsubstrat. s. 35–46, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Fürst, M., Hammar, J., Hill, C., Boström, U. & B. Kinsten. 1984. Effekter av introduktion av *M. relicta* i reglerade sjöar i Sverige. (English summary: Effects of the introduction of *M. relicta* into impounded lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 s.
- Fürst, M., Hammar, J. & C. Hill. 1986. Inplantering av nya fisknäringssdjur i reglerade sjöar. Slutrapport FÅK del II. ISBN 91-7810-547-1. 78 s.
- Friedl, G. & A. Wüest. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64: 55–65.
- Gibbins, C., Vericat, D. & R.J. Batalla. 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52: 2369–2384.
- Graf, W. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79: 336–360.
- Grelsson G. 1985. Vegetational changes on two eroding banks of a short-term regulated river reservoir in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany* 6: 581–614.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). Reports of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 42: 183–237.
- Hammar, J. 1988. Planktivorous whitefish and introduced *Mysis relicta*: Ultimate competitors in the pelagic community. *Finnish Fisheries Research* 9: 497–521.
- Harby, A & J. Bogen 2012. Miljökonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 1 - 2012.
- Hawes, I. & R. Smith, 1993. The effect of localised nutrient enrichment on the shallow, epilithic periphyton of oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 365–372.

- Hastie, L.C., Boon, P.J. & M.R. Young. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59–71.
- Heggberget, I.T. 2006. Pattedyr. s. 143–150, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D. & E.B. Taylor. 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 63: 1309–1319.
- Hellsten, S. & M. Mjelde. 2009. Macrophyte responses to water level fluctuation in Fennoscandinavian Lakes - Applying a common index. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30: 765–769.
- Henricsson, A., Ericsson, U., Nilsson, C. & R. Råden. 2012. Bottenfauna i reglerade vattendrag i Örebro län 2011 – En undersökning av bottenfaunan vid 24 lokaler i hydromorfologiskt påverkade lokaler i rinnande vatten. Rapport. Länsstyrelsen i Örebro län nr. 2012:6.
- Hladik, M., Kubecka, J., Mrkvicka, T., Cech, M., Drastik, V., Frouzova, J., Hohausova, E., Matena, J., Matenova, V., Kratochvil, M., Peterka, J., Prchalova, M. & M. Vasek. 2008. Effects of the construction of a reservoir on the fish assemblage in an inflow river. *Czech Journal of Animal Science* 53: 537–547.
- Hultberg, H. 2002. Treatment of lakes and storage reservoirs with very low dosages of selenium to reduce methyl mercury in fish. IVL Report BI488.
- Humborg C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörrth, C.-M. & V. Ittekkot. 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry* 77: 65–281.
- Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Huusko A., Greenberg L., Stickler M., Linnansaari T., Nykanen M., Vehanen T., Koljonen S., Louhi P. & K. Alfredsen 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23: 469–491.
- Jansson R., Nilsson, C. & B. Renöfält. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81: 899–903.
- Jansson, R. 2008. Bedömning av ekologisk potential i utbyggda vattendrag i Norrland. Rapport till Vattenmyndigheten i Bottenviksdistriktet. Institutionen för ekologi, Miljö och Geovetenskap, Umeå universitet. 41 s.
- Johansen, S. W. 2006. Effekter av vannføringsendringer på vannvegetasjonen. s. 55–64, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Jonsson, M., Deleu, P. & B. Malmqvist. 2012. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River research and applications* (in press).
- Jonsson, M., Strasevicius, D. & B. Malmqvist. 2012. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological research* 27:945–54.
- Julien, P.Y. 2002. *River mechanics*, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

- Junk, W.J., Bayley, P.B. & R.E. Sparks. 1989. The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems. p. 110–127, In: Doge, D.P. (Ed.): Proceedings of the international large river symposium. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication. 106.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L. & M. Jansson. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460: 506–509.
- Kampa, E. & N. Kranz. 2005. WFD and Hydromorphology. European workshop 17–19 October 2005, Prague. Workshop summary report.
- Kemenes, A., Forsberg, B.R. & J.M. Melack. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters* 34, L12809.
- Keto, A., Tarvainen, A. & S. Hellsten. 2006. The effect of water level regulation on species richness and abundance of aquatic macrophytes in Finnish lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 29: 2109–2114.
- Kling, J. 2007. Effekten av död ved på de hydromorfologiska processerna och översvämningsrisken. Undersökningar inom projektet restaurering av Ätran-Etapp II, Svenljunga kommun. 28 s.
- Knighton, D. 1998. Fluvial forms and processes: a new perspective. London. 383p.
- Kondolf, G.M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management* 21: 533–551.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B. & S. Sandberg. 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. Slutrapport, etapp 3, Elforsk rapport 10: 90. 125 s.
- Kvambeek, Å.S., Mevold, K. & I. Berthling. 2006. Temperaturforhold i elver ved redusert vannføring. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 11 - 2006.
- Leira, M. & M. Cantonati. 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- Leonardsson, K. 2010. Environmental restoration in hydropower regulated rivers – where, when and how can ecological improvement be expected? Department of Wildlife, Fish, and Environmental studies, Swedish University of Agricultural Studies. Manuscript.
- Lillehammer, A. & S.J. Saltveit. 1979. Stream regulation in Norway. s. 201–213, In: Ward, J.V. & Stanford, J.A. (eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & R. Cunjak. 2008. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr during winter in a substrate enhanced river reach. *River Research and Applications* 25: 773–787.
- Lingdell, P.E. & E. Engblom. 2007. Bottenfaunan i Gunnilboån. Naturvårdsverket. Rapport 5622. 84 s.
- Linløkken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers: Research and Management* 8: 145–153.
- Lislevand, T & C. Steel. 2006. Fugl. s. 129–142, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og energidirektorat.
- Lücke, J. 2010. En sammanställning av enkätundersökningen angående bedömningsgrunder för sjöar, vattendrag, kustvatten och hydromorfologi. PM Naturvårdsverket. 210 s.

- Malm-Renöfält, B., Jansson, R. & C. Nilsson. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67.
- Malmqvist, B. & G. Englund. 1999. Hydroelectric power and the biological diversity of Swedish rivers. *Fauna och Flora* 94: 97–106.
- Malmqvist, B. & S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. 29: 134–153.
- McAllister, D., Craig, J., Davidson, N. & M. Seddon. 1999. The Biodiversity Impacts of Large Dams. Report for the IUCN-The World Conservation Union and the World Commission on Dams. 82 p.
- McCartney, M.P., Sullivan, C. & M. Acreman. 1999. Ecosystem impacts of large dams. Report for the IUCN-The World Conservation Union and the World Commission on Dams. 74 p.
- Mejdell Larsen, B. 2012. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer – en kunnskapsoppsummering. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 8 - 2012.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis.. World Resources Institute, Washington DC. 90 p.
- Minshall, G.W. 1967. Role of allochthonous detritus in trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48: 139–149.
- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E. & L. Tranvik. 2011. Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 68: 2167–2173
- Miljösamverkan Sverige. 2012. Tillsyn av vattenkraftens egenkontroll. Rapport. (Under tryckning).
- Miljö- och jordbruksutskottet. 2011. Biologisk mångfald i rinnande vatten och vattenkraft – en uppföljning. 2011/12: RFR1.
- Mjelde, M., Hellsten, S. & F. Ecke. 2012. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* (in press).
- Montgomery, D., Buffington, J. 1998. Channel processes, classification, and response. US Army Corps of Engineers Publication 30 p.
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5–14.
- Nilsson, C. & R. Jansson. 1995. Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 55–66.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9: 45–53.
- Nilsson, C., Jansson, R. & U. Zinko. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276: 798–800.
- Nilsson, N.-A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 95–313, In: The biological basis of freshwater fish production. Edited by S.D. Gerking. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Nilsson, N.-A. 1973. Biological effects of water-power exploitation in Sweden, and means of compensation for damage. p. 923–940, In: Congrès international des grands barrages, Madrid, Spain, 11–15 June 1973. International Commission on Large Dams, Paris, France.

- Northcote, T.G. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. p. 326–359, In: S.D. Gerking (ed.) *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell, Oxford.
- Northcote, T.G. 1984. Mechanisms of fish migration in rivers. p. 317–355, In: McCleave, J.D., Dodson, J.J. & W.H. Neill (eds.) *Mechanisms of migration in fishes*. Plenum, New York.
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D. & L.O. Eriksson. 2004. Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to catch-and-release regulations. *Fisheries Research* 72: 323–332.
- Olden, J.D. & N.L. Poff. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19: 101–121.
- Olsson, H. 2011a. Förslag till fortsatt förbättring av bedömningsgrunderna för hydrologisk regim. Delredovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. dnr 235-1946-10Me. Rapport SMHI. 10 s.
- Olsson, H. 2011b. Förslag till förbättring av kriterierna för bedömning av kontinuitet. Delredovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. dnr 235-1946-10Me. Rapport SMHI. 16p.
- Osmundson, D.B., Ryel, R.J., Lamarra, V.L. & J. Pitlick. 2002. Flow–sediment–biota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance. *Ecological Applications* 12: 1719–1739.
- Pakkasmaa, S. & E. Peterson. 2005. Fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsättning av fisk. *Finfo* 2005: 9.
- Parasiewicz, P., Schmutz, S. & O. Moog. 1998. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5: 403–417.
- Payne, B.S. & A.C. Miller. 2000. Recruitment of *Fusconaia ebena* (Bivalvia: Unionidae) in relation to discharge of the lower Ohio river. *American Midland Naturalist* 144: 328–341.
- Perry, S.A. & W.B. Perry. 1991. Organic-carbon dynamics in 2 regulated rivers in northwestern Montana, USA. *Hydrobiologia* 218: 193–203.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers*. Chichester, UK. John Wiley & Sons Ltd Publishers.
- Poff, N.L., Allen, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & J.C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*. 47: 769–784.
- Poléo, A.B.S. 2006. Vannkvalitet. s. 42–46, I: Saltveit, S.J. (red.): *Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer*. Rapport Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Politano, M., Carrica, P. & L. Weber. 2009. A multiphase model for the hydrodynamics and total dissolved gas in tailraces. *International Journal of Multiphase Flow* 11: 1036–1050.
- Poole, G.C. & C.H. Berman. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* 27: 787–802.
- Pringle, C.M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11: 981–998.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim. 2006. Bunndyr. s. 65–79, I: Saltveit, S.J. (red.): *Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer*. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.

- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & D.P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163–1174.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. & D.P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231–249.
- Rivinoja, P. 2005. Migration problems of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in flow regulated rivers. Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Runnström, S. 1955. Changes in fish production in impounded lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 176–182.
- Rydin, E., Vrede, T., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Tranvik, L. & G. Milbrink. 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*: 70: 323–336.
- Rørslett, B., Mjelde, M. & S.W. Johansen. 1989. Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian Rivers: Present state of knowledge and some case studies. *Regulated Rivers: Research and Management* 3: 19–28.
- Saltveit, S.J. 2006. Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Saltveit, S.J., Brabrand, Å. & B.T. Barlaup. 2006. Ungfisk. s. 88–99, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Siergieiev, D. 2013. Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange. PhD-thesis, Department of civil, environmental and natural resources engineering, Luleå tekniska universitet.
- Steele, R.J. & K.E. Smorowski. 2000. Review of literature related to the downstream ecological effects of hydropower generation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2334. 55 p.
- Stracevicius, D. 2007. Indirect effects of river regulation: consequences for landbirds of reduced numbers of aquatic insects. Doctoral dissertation. Department of Ecology and Environmental Sciences, University of Umeå.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, E.I. & B. Malmqvist. 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis* (In press).
- Strayer, D.L. 2008. Freshwater mussel ecology. A multifactor approach to distribution and abundance. Freshwater ecology series. University of California Press. 204 p.
- St Louis, V.L., Kelly, C.A., Duchemin, E., Rudd, J.W.M. & D.M. Rosenberg. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience* 50: 766–775.
- Sutela, T. & T. Vehanen. 2010. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 13–20.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A. & M.L. Stephen. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 118–146
- Therrien, J. & G. Bourgeois. 2000. Fish Passage at Small Hydro Sites. Report by Genivar Consulting Group for CANMET Energy Technology Centre, Ottawa, 114 p.

- Thorstad, E.B., Arnekleiv, J.V., Forseth, T., Sandlund, O.T., Jensen, A.J. och T.F. Naesje. 2006. Fiskvandringar og effecter av endringer I vannføring. s. 100–118, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Toniolo, H. & G. Parker. 2003. 1D numerical modeling of reservoir sedimentation. Proceedings, 3rd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Barcelona, Spain, p. 457–468.
- Tvede, A.M. 2006. Vanntemperperatur og isforhold. s. 27–34, I: Saltveit, S.J. (red.): Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. Rapport. Norges Vassdrags- og Energidirektorat.
- Ulfstrand, S. 1968. Benthic communities in Lapland streams. *Oikos Supplement* 10: 1–120.
- U.S. Army Corps of Engineers. 1994. Channel stability assessment for flood control projects, EM 1110–1418. 117 p.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Wallsten, M. 2010. Makrofyters respons på vattennivåförändringar i 13 Värmländska sjöar. Länsstyrelsen i Värmlands län. Rapport 2010: 12. 14 s.
- Walseng, B. & K. Jerstad. 2011. Fossefall og småkraftverk. Norges Vassdrags- og Energidirektorat. Rapport Miljöbasert vannføring nr. 3 – 2011.
- Ward, J.V. & J.A. Stanford. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105–119.
- Ward, J.V., Tockner, K. & F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125–139.
- Webster, J.R. & J.L. Meyer. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141–161.
- Vehanen, T. & S. Hamari. 2004. Predation threats affects behavior and habitat use by hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles. *Hydrobiologia* 525: 229–237.
- Welcomme, R. 1995. Status and trends of global inland fisheries. pp. 122–138. In: N.B. Armantrout. (Editor). Conditions of the world's aquatic habitats. Proceedings of the World Fisheries Congress. Theme 1. Science Publishers Inc., Lebanon, USA. 411 p.
- Wennerberg, G. & Brandt, M. 1992. The Swedish network of sediment transport, erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins (Proceedings of the Oslo Symposium, August 1992). IAHS Publication no. 210. 1992.
- Williams, G.P. & M.G. Wolman 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. In: Geological Survey Professional Paper 1286 U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 83 p.
- Vrede, T., Rydin, E. & G. Milbrink. 2005. Habitatförstärkning i näringsutarmade regleringsmagasin. Rapport. Forskningsprojekt Vattenkraft och miljö. 14 s. http://www.vattenkraftmiljo.nu/Dokument/Vrede_mfl.pdf
- Young, P.S., Cech, J.J. & L.C. Thompson. 2011. Hydropower-related pulsed flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21: 713–731.

Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. & V. Tretiakov. 1994. The freshwater pearl mussels and the relationships with salmonid fish. VNRIO Publishing house.



The blue water footprint of electricity from hydropower

M. M. Mekonnen and A. Y. Hoekstra

Department of Water Engineering and Management, Univ. of Twente, P.O. Box 217, 7500 AE Enschede, The Netherlands

Correspondence to: M. M. Mekonnen (m.m.mekonnen@ctw.utwente.nl)

Received: 31 August 2011 – Published in Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.: 8 September 2011

Revised: 13 January 2012 – Accepted: 16 January 2012 – Published: 20 January 2012

Abstract. Hydropower accounts for about 16 % of the world's electricity supply. It has been debated whether hydroelectric generation is merely an in-stream water user or whether it also consumes water. In this paper we provide scientific support for the argument that hydroelectric generation is in most cases a significant water consumer. The study assesses the blue water footprint of hydroelectricity – the water evaporated from manmade reservoirs to produce electric energy – for 35 selected sites. The aggregated blue water footprint of the selected hydropower plants is $90 \text{ Gm}^3 \text{ yr}^{-1}$, which is equivalent to 10 % of the blue water footprint of global crop production in the year 2000. The total blue water footprint of hydroelectric generation in the world must be considerably larger if one considers the fact that this study covers only 8 % of the global installed hydroelectric capacity. Hydroelectric generation is thus a significant water consumer. The average water footprint of the selected hydropower plants is $68 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$. Great differences in water footprint among hydropower plants exist, due to differences in climate in the places where the plants are situated, but more importantly as a result of large differences in the area flooded per unit of installed hydroelectric capacity. We recommend that water footprint assessment is added as a component in evaluations of newly proposed hydropower plants as well as in the evaluation of existing hydroelectric dams, so that the consequences of the water footprint of hydroelectric generation on downstream environmental flows and other water users can be evaluated.

1 Introduction

The need to supply a growing population with sufficient fresh water in the context of increasing water scarcity and declining water quality has brought sustainable water resources management to the forefront of the global development agenda. For centuries, dams have played a key role

in human development, bringing about significant social and economic improvements, but also having significant impacts on local communities and ecosystems. About 30–40 % of irrigated land worldwide relies on water stored behind dams (World Commission on Dams, 2000) and hydropower accounted for 16 % of world electricity in 2008 (IEA, 2010).

Large hydropower dams have both positive and negative effects (Sternberg, 2008, 2010). Dams have been built to regulate river flows, store water to guarantee adequate supply of water in dry periods, control floods, irrigate agricultural lands, provide for navigation and to generate electricity. Negative impacts associated with the building of large dams include displacement of people, loss of land and alteration of river flows and water quality affecting downstream people and ecosystems (Gleick, 1993; Rosenberg et al., 1995; Poff et al., 1997; Scudder, 1997; Lerer and Scudder, 1999; Tilt et al., 2009). Worldwide, many countries are likely to continue depending on hydroelectric dams as their source of electricity. But such development should be in a manner which addresses environmental concerns and the question how water resources can best be allocated.

It has been debated whether hydroelectric generation is merely an in-stream water user or whether it also consumes water, in the sense of effectively taking away water from the river (Cooley et al., 2011). In the World Congress organized by the International Hydropower Association, 14–17 June 2011 in Brazil, a special session was devoted to the question: does hydropower consume water? The session explored different interpretations of water “consumption” in an attempt to recognize the energy impacts on water (Aguilar et al., 2011). In this paper we provide scientific support for the argument that the production of hydroelectricity is in most cases a significant water consumer.

As an indicator of water consumption of hydroelectricity we use the concept of the water footprint, which measures the volume of freshwater consumed and polluted to produce the product along its supply chain. The water footprint of a

product is equal to the sum of freshwater consumed or polluted divided by the quantity of production of the product (Hoekstra and Chapagain, 2008; Hoekstra et al., 2011). The water footprint consists of three components: the green water footprint (consumptive use of rainwater), the blue water footprint (consumptive use of ground or surface water) and the grey water footprint (the volume of water polluted). The analysis in this paper is restricted to the quantification of the blue water footprint of hydroelectricity and focuses on the consumptive use of water that relates to the evaporation from the artificial reservoirs that are created behind hydroelectric dams.

Storage of water behind large hydropower dams leads to consumptive water use through evaporation from the open water surface of the artificial lake. Gleick (1993) has shown that between 0.01 and 56 m³ GJ⁻¹, or on average 1.5 m³ of water per GJ of electricity produced is evaporated from hydroelectric facilities in California. In a recent study for New Zealand, Herath et al. (2011) estimated the water footprint of hydro-electric generation for eight plants and found values between 0.8 and 32 m³ GJ⁻¹. In another recent study, Pfister et al. (2011) report values between 0.3 and 170 m³ GJ⁻¹ based on a few cases from the USA, Switzerland and Tanzania. By combining the estimate of global evaporation from artificial water reservoirs in the world from Shiklomanov (2000) with data on global hydroelectric generation from Gleick (1993), Gerbens-Leenes et al. (2009a) estimated that the global average blue water footprint of electricity from hydropower is 22 m³ GJ⁻¹.

The objective of the current study is to estimate the blue water footprint of hydroelectricity for 35 selected reservoirs. First we estimate the evaporation throughout the year for the selected reservoirs. Next, we calculate the water footprint of hydropower based on the annual evaporation rate and energy generated. We have considered both the theoretical maximum and the actual hydroelectric generation of the plant. The theoretical maximum hydroelectric generation refers to the energy that could be generated with 100 % hydropower availability. Since this theoretical maximum is not realistically attainable, comparisons among the hydropower plants and further discussion of the water footprint will be based on the actual energy generation.

The selection of the hydropower plants has been largely arbitrary and mostly based on the availability of data. The selected plants are shown in Fig. 1. All plants selected have been primarily built for the purpose of hydroelectric generation, although some serve other purposes as well. With the exception of the largest hydropower plants such as Itaipu, Tucurui, Sayano Shushenskaya, Robert-Bourossa, Yacyreta and Cahora Bassa all hydropower plants selected are the ones included in World Bank (1996). The 35 hydropower plants have a total capacity of about 73 GW and represent 8 % of the global installed hydroelectric capacity of 924 GW in 2007 (IEA, 2010).

2 Method and data

The water footprint of electricity (WF, m³ GJ⁻¹) generated from hydropower is calculated by dividing the amount of water evaporated from the reservoir annually (WE, m³ yr⁻¹) by the amount of energy generated (EG, GJ yr⁻¹):

$$WF = \frac{WE}{EG} \quad (1)$$

The total volume of evaporated water (WE, m³ yr⁻¹) from the hydropower reservoir over the year is:

$$WE = \left(10 \times \sum_{i=1}^{365} E \right) \times A \quad (2)$$

where E is the daily evaporation (mm day⁻¹) and A the area of the reservoir (ha).

Data on installed hydroelectric capacity, actual hydroelectric generation and reservoir area were obtained from the World Bank (1996). For some hydropower plants data were obtained from Goodland (1997) and other sources. Data on reservoir water holding capacity were obtained mainly from Chao et al. (2008).

There are a number of methods for the measurement or estimation of evaporation. These methods can be grouped into several categories including (Singh and Xu, 1997): (i) empirical, (ii) water budget, (iii) energy budget, (iv) mass transfer and (v) a combination of the previous methods.

Empirical methods relate pan evaporation, actual lake evaporation or lysimeter measurements to meteorological factors using regression analyses. The weakness of these empirical methods is that they have a limited range of applicability. The water budget methods are simple and can potentially provide a more reliable estimate of evaporation, as long as each water budget component is accurately measured. However, owing to difficulties in measuring some of the variables such as the seepage rate in a water system the water budget methods rarely produce reliable results in practice (Lenters et al., 2005; Singh and Xu, 1997). In the energy budget method, the evaporation from a water body is estimated as the difference between energy inputs and outputs measured at a site. Energy budget methods are considered to be the most reliable in theory (Lenters et al., 2005; Singh and Xu, 1997), but require costly instrumentation and a large commitment of personnel for field work and data processing (Winter et al., 1995). The mass-transfer (aerodynamic) based methods utilize the concept of eddy motion transfer of water vapour from an evaporating surface to the atmosphere. The mass-transfer methods normally use easily measurable variables and give satisfactory results in many cases. However, measurement of wind speed and air temperature at inconsistent heights, have resulted in a large number of equations with similar or identical structure (Singh and Xu, 1997). The combination methods combine the mass transfer and energy

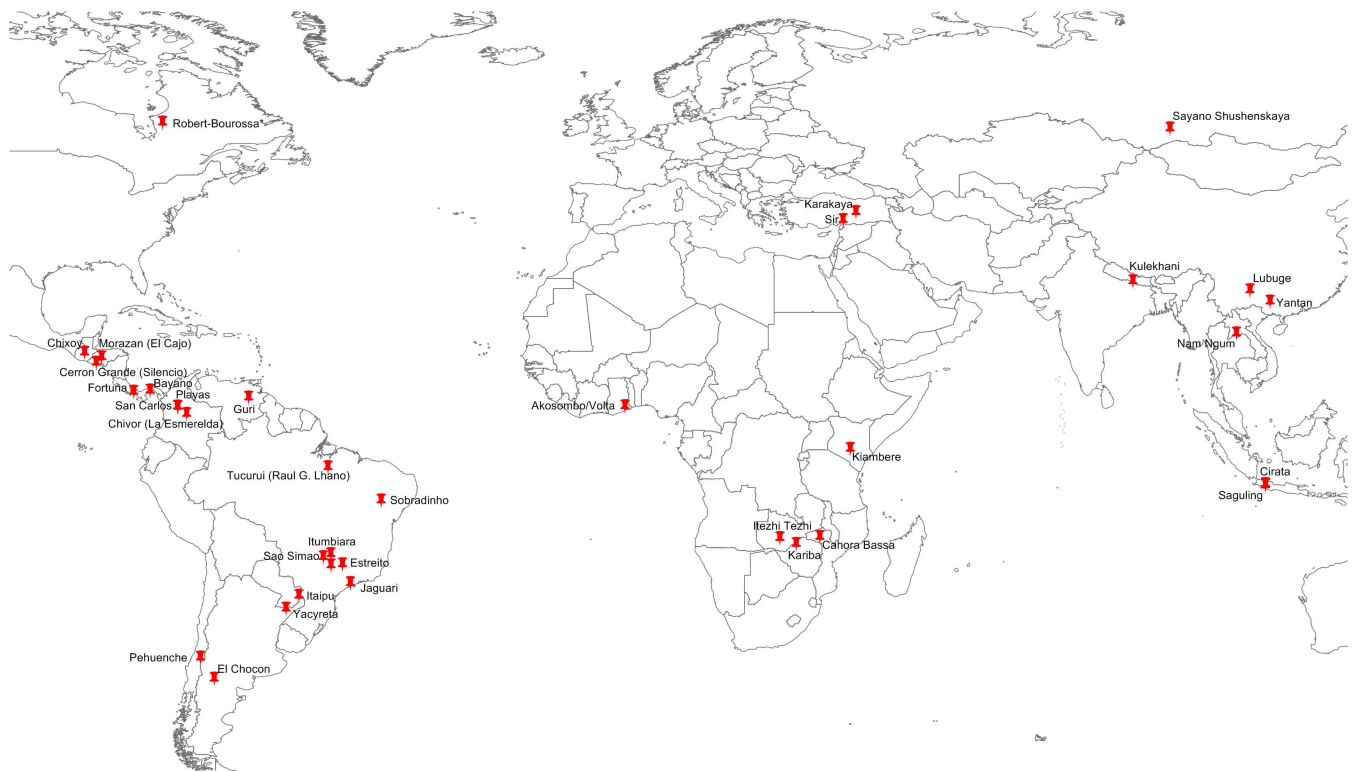


Fig. 1. Locations of the selected hydropower plants.

budget principles in a single equation. Two of the most commonly known combination methods are the Penman equation and the Penman-Monteith equation.

Owing to its limited empirical basis, the Penman-Monteith equation is more readily applicable to a variety of water bodies. In addition, the model takes into account heat storage within water bodies. Therefore, for the purpose of the current study the Penman-Monteith equation with heat storage is considered suitable for the estimation of evaporation from the selected hydropower reservoirs.

The evaporation from the water surface (E , mm day^{-1}) is estimated using the Penman-Monteith equation with an inclusion of water body heat storage. This equation is written as (McJannet et al., 2008):

$$E = \frac{1}{\lambda} \times \left(\frac{\Delta_w \times (R_n - G) + \gamma \times f(u) \times (e_w - e_a)}{\Delta_w + \gamma} \right) \quad (3)$$

where E is open water evaporation (mm day^{-1}); λ the latent heat of vaporization (MJ kg^{-1}); Δ_w the slope of the temperature saturation water vapour curve at water temperature ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); R_n net radiation ($\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$); G the change in heat storage in the water body ($\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$); $f(u)$ the wind function ($\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1} \text{kPa}^{-1}$); e_w the saturated vapour pressure at water temperature (kPa); e_a the vapour pressure at air temperature (kPa); and γ the psychrometric constant ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$). The full description of the method used is presented in the Supplement.

Daily values of mean air temperature, dew point temperature and wind speed for the selected meteorological stations were obtained from NCDC (2009). The daily data for the years 1996–2005 were averaged in order to fill missing values and smooth out some inconsistencies in the data. Monthly values of cloud cover and percentage of maximum possible sunshine with a spatial resolution of 10 arc minute were obtained from the CRU CL-2.0 database (New et al., 2002). The cloud cover and sunshine duration were available only as monthly averages for the period 1961–1990. Therefore the monthly average values were used as daily values for each month of the year.

The water footprint of electricity from hydropower is compared with the water footprint of electricity from combustion of primary crops. The latter has been calculated per type of crop by first multiplying the water footprint of the primary crop in $\text{m}^3 \text{ton}^{-1}$ from Mekonnen and Hoekstra (2011) by the harvest index for that crop to get the water footprint in m^3 per ton of total biomass harvested. Harvest indices were taken from Gerbens-Leenes et al. (2009a, b). Next, the water footprint of total biomass was divided by the bio-electricity output per unit of crop (GJ ton^{-1}) as reported by Gerbens-Leenes et al. (2008).

3 Results: the water footprint of hydroelectricity

The aggregated blue water footprint of the 35 selected hydropower plants is $90 \text{ Gm}^3 \text{ yr}^{-1}$, which is equivalent to 10 % of the blue water footprint of global crop production in the year 2000 (Mekonnen and Hoekstra, 2011; Fader et al., 2011). The total blue water footprint of hydroelectric generation in the world must be considerably larger if one considers the fact that this study covers only 8 % of the global installed hydroelectric capacity. The annual evaporation from hydropower reservoirs depends on both climate (which determines the evaporation from the water surface in mm yr^{-1}) and reservoir area.

The water footprint of electricity from hydropower for the 35 selected hydropower plants is presented in Table 1. The average water footprint of electricity from hydropower for the selected plants is $68 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$. There is a large variation in water footprint among the different power plants, ranging from $0.3 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$ for San Carlos in Colombia to $846 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$ for Akosombo-Kpong in Ghana.

Most of the reservoirs show an evaporation rate between 2000 and 3000 mm yr^{-1} . Reservoirs in the (sub)tropics have generally a higher evaporation rate than reservoirs in temperate regions. The surface water evaporation varies from no more than 486 mm yr^{-1} from the Sayano Shushenskaya reservoir in Russia to 3059 mm yr^{-1} from the Cahora Bassa reservoir in the Zambezi River in Mozambique (Table 1). Minimum and maximum evaporation rates thus differ by a factor of six, which partially explains the differences between the water footprints of different hydropower reservoirs. The size of the reservoir surface in relation to the installed hydroelectric capacity, however, has a much bigger impact on the ultimate water footprint of hydroelectricity. While the average reservoir area per unit of installed capacity in the reservoirs studied is 83 ha MW^{-1} , the minimum is 0.26 ha MW^{-1} (San Carlos reservoir, Colombia) and the maximum 720 ha MW^{-1} (Akosombo-Kpong in the Volta River, Ghana). The total evaporation from a hydropower reservoir thus depends more on its size than on climate. This is illustrated in Fig. 2, which shows a more or less linear relationship between the water footprint of the power plants and ha MW^{-1} . Hydropower plants that inundate a large area per unit of installed capacity have in general a larger water footprint per unit of electricity generated than those that flood a small area per unit of installed capacity.

The largest hydropower plant in terms of installed hydroelectric capacity in this study, the Itaipu dam in the Paraná River at the border of Brazil and Paraguay, has a water footprint of $7.6 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$. The second-largest studied hydropower plant in terms of MW, the Guri reservoir in Brazil, has a water footprint that is close to the global average of $68 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$ found in this study. The largest plant in terms of MW that has a water footprint far beyond the average found in this study is the Cahora Bassa dam in the Zambezi River in Mozambique, with a water footprint of $186 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$.

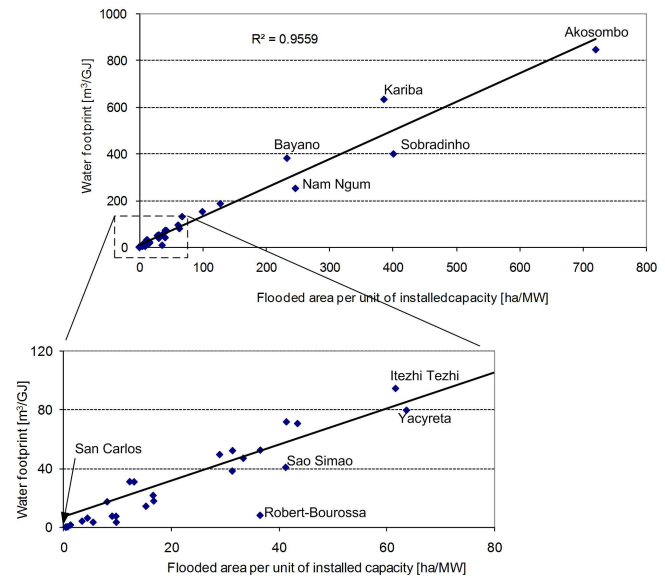


Fig. 2. Relation between the water footprint of hydroelectricity and the flooded area per unit of installed hydroelectric capacity.

4 Comparison with the water footprints of other forms of energy

When we compare the water footprint of electricity from hydropower with the water footprint of electricity from other renewable sources, it appears that hydroelectricity has a relatively large water footprint per GJ. The blue water footprint of electricity from wind and solar energy is estimated to be well below $1 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$ (Gerbens-Leenes et al., 2009a). The blue water footprint of bio-electricity – when derived from combustion of the full biomass of primary crops – ranges from zero to $40 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$, depending on which crop is used for comparison and to which extent it is irrigated. The $40 \text{ m}^3 \text{ GJ}^{-1}$ refers to bio-electricity from combustion of cotton, which is a rather theoretical example, because cotton is in practice not used for the purpose of electricity generation. Also other crops are rarely used for that purpose. More common feedstock for the generation of bio-electricity are crop residues, animal manure, wood wastes from forestry and industry, residues from food and paper industries, municipal green wastes and sewage sludge. In all those cases, the water footprint of bio-electricity will be much lower than the water footprint of bio-electricity from combustion of primary crops, because the water footprint of biomass is largely attributed to the primary product and not to the residues and waste (Hoekstra et al., 2011). Figure 3 compares the blue water footprint of electricity from hydropower with the total (green + blue + grey) water footprint of electricity from combustion of primary crops. For a fair comparison one should compare the blue water footprints. But even when comparing the total water footprints, bioelectricity from a number of crops – including sugar beet, sugar cane and maize – will

Table 1. Water footprint of electricity for selected hydropower plants.

Power plant	Country	Reservoir area (ha)	Installed capacity (MW)	Evaporation		Water footprint (m ³ GJ ⁻¹)	
				(mm yr ⁻¹)	(Gm ³ yr ⁻¹)	for theoretical maximum energy production	for actual energy production
Akosombo-Kpong*	Ghana	850 200	1180	2185	18.58	499	846
Bayano	Panama	35 000	150	2156	0.75	160	381
Cahora Bassa	Mozambique	266 000	2075	3059	8.14	124	186
Cerron Grande (Silencio)	El Salvador	13 500	135	2267	0.31	71.9	152
Chivor (La Esmerelda)	Colombia	1200	1008	1607	0.02	0.6	1.7
Chixoy	Guatemala	1300	300	2393	0.03	3.3	6.4
Cirata	Indonesia	6100	500	2626	0.16	10.2	31.1
El Chocón	Argentina	81 600	1200	2089	1.70	45.0	131
Estreito	Brazil	45 600	1050	2285	1.04	31.5	70.6
Fortuna	Panama	1000	300	2251	0.02	2.4	4.3
Guri	Venezuela	426 000	10 300	2787	11.87	36.6	71.7
Itaipu	Brazil-Paraguay	135 000	14 000	1808	2.44	5.5	7.6
Itezhi Tezhi	Zambia	37 000	600	2572	0.95	50.3	94.4
Itumbiara	Brazil	76 000	2082	2239	1.70	26	52.5
Jaguari	Brazil	7001	460	1782	0.12	8.6	14.4
Karakaya	Turkey	29 800	1800	1920	0.57	10.1	21.8
Kariba	Zambia-Zimbabwe	510 000	1320	2860	14.59	350	633
Kiambere	Kenya	2500	150	2356	0.06	12.5	18.0
Kulekhani	Nepal	2000	60	1574	0.03	16.6	47.0
Lubuge	China	400	600	1040	0.00	0.2	0.5
Marimbondo	Brazil	43 800	1400	2330	1.02	23.1	38.3
Morazan (El Cajo)	Honduras	9400	300	2622	0.25	26.1	52.2
Nam Ngum	Laos	37 000	150	2411	0.89	189	252
Pehuenche	Chile	200	500	1884	0.00	0.2	0.4
Playas	Colombia	1100	204	1663	0.02	2.8	3.6
Robert-Bourossa-La Grande-2A**	Canada	281 500	7722	586	1.65	6.8	8.3
Saguling	Indonesia	5600	700	2422	0.14	6.1	17.5
San Carlos	Colombia	300	1145	1726	0.01	0.1	0.3
Sao Simao	Brazil	67 400	1635	2229	1.50	29.1	40.8
Sayano Shushenskaya	Russia	62 100	6400	486	0.30	1.5	3.6
Sir	Turkey	4100	315	1973	0.08	8.1	31.0
Sobradinho	Brazil	421 400	1050	2841	11.97	362	399
Tucurui (Raul G. Lhano)	Brazil	243 000	8400	2378	5.78	21.8	49.5
Yacyreta	Argentina/Paraguay	172 000	2700	1907	3.28	47.8	79.6
Yantan	China	10 800	1210	1646	0.18	4.7	7.7
Total		3 886 901	73 101		90		
Average				2320		39	68

* The data are for the combined Akosombo-Kpong system. Kpong is a runoff power plant using Akosombo dam. Akosombo and Kpong generate 1020 MW and 160 MW, respectively. ** Robert-Bourossa together with La Grande-2A use the Robert-Bourossa reservoir and generate 5616 MW and 2106 MW respectively. Energy generation of La Grand-2-A is assumed to be half of that of Robert-Bourossa.

have a smaller water footprint than hydroelectricity. In other words, one drop of blue water allocated for consumption for hydroelectric generation generally yields much less energy than one drop of blue water allocated for consumption in crop production for generating feedstock for bioelectricity. This is not to suggest that in general it is advisable to allocate water to grow crops for producing bioelectricity rather than to generate a much lower amount of hydroelectricity at the cost of the same volume of water. In many cases this alternative allocation is not a reasonable choice, or even impossible (e.g. due to the unavailability of suitable land). Besides, for such broad decisions as investing in different sectors, one needs

to take into account all relevant economic, social and environmental factors, not the factor of water productivity alone. Also one should account for the fact that many hydroelectric dams are designed to serve other purposes as well. What we do want to argue, however, is that hydroelectric generation is generally a large water consumer and that in allocating water to hydroelectric generation it is advisable to explore the foregone costs by not allocating the water to alternative uses, either upstream or downstream of the location of a planned hydropower reservoir. Alternative uses include crop growing for bioelectricity, but more common alternatives are to allocate the blue water to grow crops for food, feed, fibers or

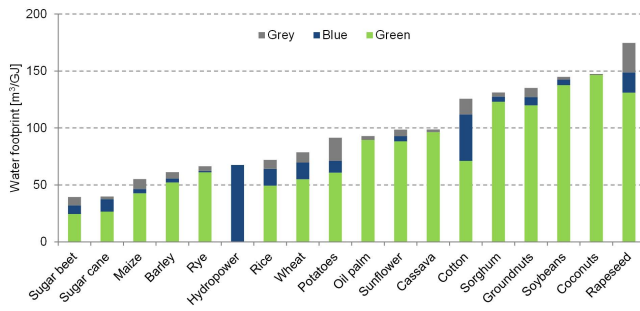


Fig. 3. Global average water footprint of electricity from hydropower compared to the water footprint of electricity from combustion of primary crops.

biofuel or to let the blue water in the river to maintain environmental flows.

5 Sensitivity analysis

The sensitivity of the calculated lake evaporation to errors in input data was tested by varying the following parameters: air temperature, wind speed, water depth and lake area. On average, for the lakes studied, a variation of the water depth by $\pm 50\%$ has little effects on the evaporation ($\pm 1.6\%$). Variation in wind speed has even lower effects on the annual lake evaporation. This is in agreement with the finding of Xu and Singh (1998). Therefore, possible data errors in these two parameters have very little effect on our final result. However, the effects of changes in air temperature and lake area are quite significant. On average, for the lakes studied, variation of the air temperature by $\pm 10\%$ results in an increase or decrease of the evaporation by almost an equal percentage. The total evaporation amount per year is equal to the product of the evaporation rate (mm) and surface area. Thus, an error in the surface area of the lake by 10 % leads to an error in total evaporation of 10 % as well.

Besides, there could be errors associated with the use of the climatic data measured over the land surface instead of over the water surface. Although the model applied is shown to estimate the water temperature reasonably well when verified against measured data (Keijman, 1974; De Bruin, 1982; Finch, 2001), we may not fully capture the actual water temperature, particularly at a daily time step, as there will be some time lag between the equilibrium temperature (the temperature at which the net rate of heat exchange equals zero) and the water temperature. This may lead to some error in the annual evaporation estimate.

6 Discussion

The water footprints of the artificial reservoirs analyzed in this study were fully attributed to hydroelectric generation, even though some of the reservoirs serve other purposes as

well, such as flood control and irrigation. We justify this choice by the fact that all selected hydropower dams and associated reservoirs were primarily created for hydroelectric generation. Future research could be directed towards the analysis of the water footprint of reservoirs created for storing water for irrigation or other purposes and on tackling the water footprint attribution issue when reservoirs are used for multiple purposes.

The model output is sensitive to a number of input parameters such as air temperature, wind speed and water body depth as shown in the previous section. Since climatic data at the dam site are available only for a few plants, data from the most nearby climatic stations have been used, some of which are a bit far from the reservoir. Due to the uncertainties in the input data, the data presented should be seen as indicative. The order of magnitude of the results, however, will not change with better data, so that the results are good enough to compare the water footprint of hydroelectricity with the water footprint of other forms of electricity and to make rough comparisons between the water footprints of different hydropower sites.

Most reservoirs have a varying water surface area over time, as a result of changes in water volume during the year and between years. The difference between minimum and maximum area relative to the maximum area over a multi-year period differs greatly across reservoirs. In this study we have used a fixed reservoir area as provided by World Bank (1996) and Goodland (1997). Since reported areas generally refer to the maximum, this can lead to some overestimation of evaporation over the year. It is very difficult to find good data of area changes over the year; future studies devoted to particular sites could improve this.

We have estimated the water footprint per reservoir by considering the total evaporation from the reservoir, whereas one could argue that before the reservoir was created there was evaporation from the area as well, probably not so much from the original flowing river (since in most cases the reservoir area is much larger than the original river water area) but possibly significant from the inundated land. However, here it is relevant to recall the definition and meaning of the water footprint. The water footprint is not meant to refer to additional evaporation (compared to some reference situation), but for quantifying the volume of water consumption that can be associated with a specific human purpose (Hoekstra et al., 2011). From this perspective, the full reservoir evaporation can be attributed to the purpose of the reservoir.

The consumptive water use of a reservoir has been quantified by considering total evaporation, even though one could hypothesize that a fraction of the evaporated water will return to the reservoir or the catchment of the reservoir. In this study, it has been assumed that evaporated water from a reservoir will not return to the reservoir or even the catchment in a significant way. Although land-use changes such as building a reservoir can influence climate at a regional or continental scale through influencing moisture recycling (Van der Ent,

2010; Eltahir et al., 1996), this process is relevant on a larger scale than the catchment, so that most of the water evaporated from a catchment can generally be considered “lost” for reuse in the same catchment.

The study has been limited to the estimation of the evaporation from reservoirs, i.e. the so-called operational water footprint of hydroelectric generation. The study does not include an assessment of the supply-chain water footprint of hydroelectric generation, which is expected to be much smaller than the operational water footprint (Inhaber, 2004; Fthenakis and Kim, 2010). The supply-chain water footprint refers to the water footprint of producing the materials used in the construction and the operation and maintenance of the site.

The water footprint is a resource use indicator, not an ecological or social impact indicator. Dams are often associated with all sorts of ecological impacts (river fragmentation, effects on water quality and biodiversity) and social impacts (displacement of people). It is to be appreciated that the water footprint of hydroelectric generation refers to freshwater consumption related to hydroelectric generation; the water footprint is not an all-inclusive indicator that reflects all environmental and social impacts of a dam and needs to be complemented with other relevant resource use and impact indicators in order to provide a full understanding of all relevant issues.

Some authors have suggested to redefine the water footprint from a volumetric measure to a local environmental impact index, by multiplying volumes by impact factors, whereby impact factors are defined based on local water scarcity. In this way, one would obtain weighted volumes of water consumption (Pfister and Hellweg, 2009; Berger and Finkbeiner, 2010). However, highly relevant information is lost in this way, because knowing the volumes of water consumed for hydroelectric generation is important in the discussion about water resources allocation. Besides, it is doubtful whether weighting volumes based on water scarcity to obtain one simple impact index can do justice to the variety of local factors that determine the various sorts of environmental and social impacts that can occur as a result of water consumption from a reservoir or as a result of a dam in a broader sense. Therefore, we recommend to consider environmental and social impacts of a dam separately and in addition to the water footprint of a reservoir, acknowledging that the latter reflects water consumption only. The main consideration from Pfister and Hellweg (2009) and Berger and Finkbeiner (2010) behind the proposal to define the water footprint as an impact indicator rather than as a resource use indicator is that this would be in line with how the carbon footprint is defined. In the research field of Life Cycle Assessment, carbon footprint is indeed interpreted as an impact indicator, but wrongly so, as argued before (Hoekstra et al., 2011). The carbon footprint is a measure of the amount of greenhouse gases emitted to the environment from human activities and does not describe environmental impacts associated with the emission of these

greenhouse gases. The water footprint is consistent with the ecological and carbon footprint; they all show pressures on natural resources or on the earth’s assimilation capacity, not impacts (Hoekstra et al., 2009, 2011; Hoekstra, 2009).

7 Conclusions

Hydroelectric generation has historically been considered as a non-consumptive water user; however, through the estimation of the blue water footprint of hydroelectricity at 35 sites, this study finds that hydropower is a large consumptive user of water. The amount of water lost through evaporation annually from the selected reservoirs is equivalent to 10 % of the global blue water footprint related to crop production. The 35 sites represent only 8 % of the global installed hydroelectric capacity. The study shows that the range of water footprint values for the different hydropower plants is very wide. Although local climate has an influence, the water footprint of hydroelectricity is largely influenced by the area flooded per unit of installed capacity. The water footprint linearly increases with the area flooded per unit of installed capacity.

The water evaporated from the reservoir is seldom taken into account in assessing the pros and cons of constructing dams for hydroelectric generation. This study demonstrates that accounting for water loss through evaporation is an additional consideration when evaluating the environmental, social and economic sustainability of a proposed dam or in the evaluation of hydropower as an energy source. We recommend that water footprint assessment is added as a component in evaluations of newly proposed hydropower plants as well as in the evaluation of existing hydroelectric dams, so that the consequences of the water footprint of hydroelectric generation on downstream environmental flows and other water users can be evaluated.

The water footprint of hydroelectric dams should be considered in the context of the river basin in which this water footprint occurs, because competition over water and possible alternative uses of water differ per basin. This study contributes new information that can be used in river basin planning and water allocation decisions.

Sustainable development of hydropower requires the accounting and internalization of all external costs including water consumption. Internalization means that the economic and environmental costs of the water consumed are charged to the operator of a hydropower plant and included in the price of hydroelectricity. It should thereby be acknowledged that water consumption costs vary within the year and across river basins, since the degree of water scarcity and competition over water depend on the period within the year and local circumstances.

The current study does not claim to be exhaustive in terms of showing both the beneficial and negative effects of hydropower. The study has been restricted to the estimation of the water footprint of different hydropower plants.

Environmental issues surrounding hydropower dams relate to, for example: physical, chemical, biological and geomorphological aspects of blocking a river; flooding of natural habitats and related loss of plants and animals; alteration of water flow regimes; and water quality problems due to the decay of submerged vegetation. On the other hand, hydropower is often perceived as a clean and cost-effective source of renewable energy. Many countries rely upon hydropower for a substantial portion of their electricity supply. Between 1973 and 2008, hydroelectric generation grew from 1295 TWh to 3288 TWh, which is a growth by a factor 2.5 (IEA, 2010). Further development of hydropower should take into account all the associated environmental and social costs. In this respect, the water footprint of hydroelectricity, i.e. the consumptive use of water, should be considered as one item in environmental impact assessment studies for newly proposed hydroelectric dams.

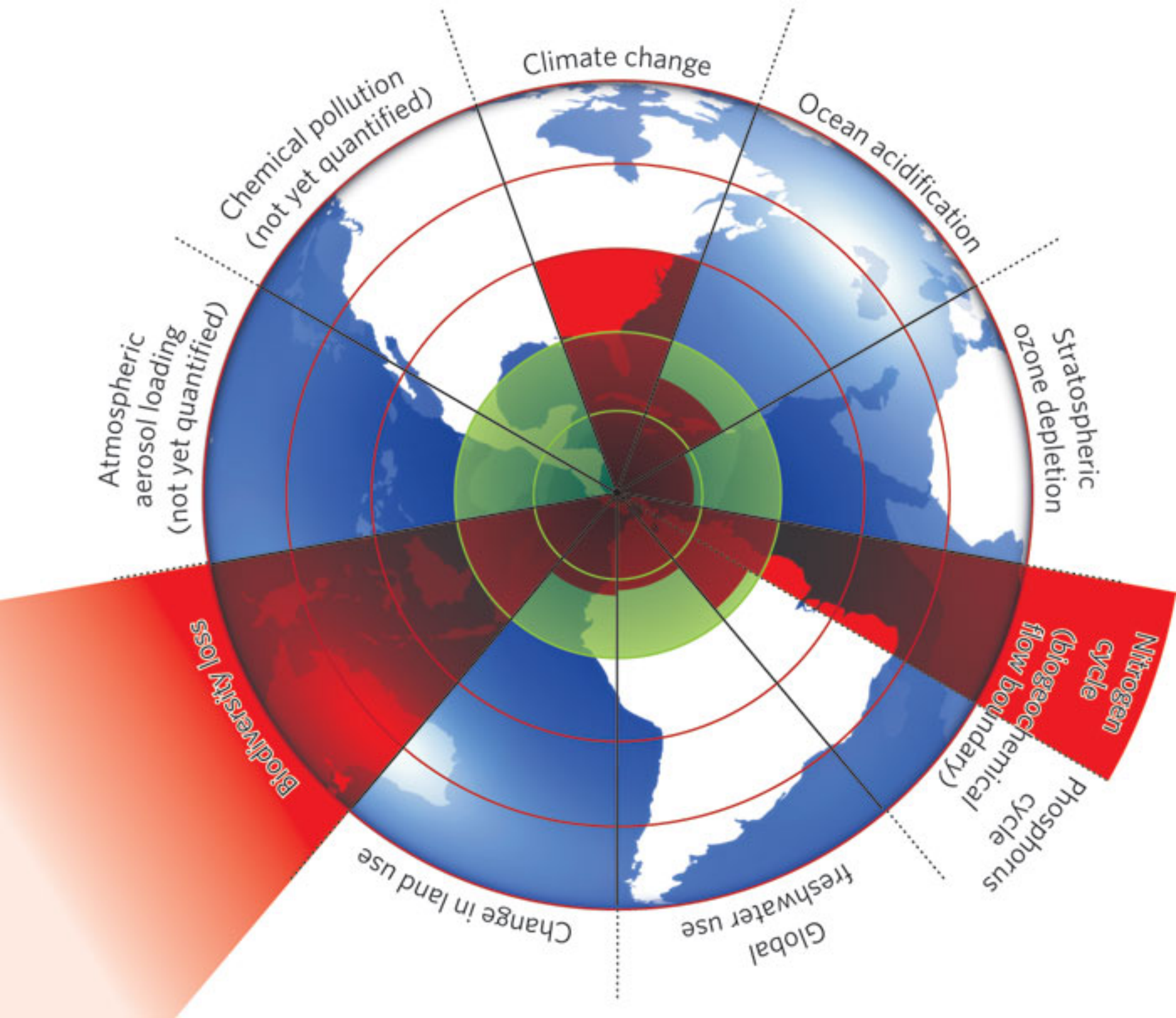
Supplementary material related to this article is available online at:
<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/16/179/2012/hess-16-179-2012-supplement.pdf>.

Edited by: S. Thompson

References

- Aguilar, S., Louw, K., and Neville, K.: IHA World Congress Bulletin, International Institute for Sustainable Development (IISD) and International Hydropower Association (IHA), Issue 1, Vol. 139, No. 5, available at: www.iisd.ca/ymb/hydro/iha2011, 2011.
- Berger, M. and Finkbeiner M.: Water footprinting: How to address water use in Life Cycle Assessment?, *Sustainability*, 2, 919–944, 2010.
- Chao, B. F., Wu, Y. H., and Li, Y. S.: Impact of artificial reservoir water impoundment on global sea level, *Science*, 320, 212–214, 2008.
- Cooley, H., Fulton, J., and Gleick, P.: Water for energy: Future water needs for electricity in the Intermountain West, Pacific Institute, Oakland, USA, 2011.
- De Bruin, H. A. R.: Temperature and energy balance of a water reservoir determined from standard weather data of a land station, *J. Hydrol.*, 59, 261–274, 1982.
- Eltahir, E. A. B. and Bras, R. L.: Precipitation recycling, *Rev. Geophys.*, 34, 367–378, 1996.
- Fader, M., Gerten, D., Thammmer, M., Heinke, J., Lotze-Campen, H., Lucht, W., and Cramer, W.: Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 1641–1660, doi:10.5194/hess-15-1641-2011, 2011.
- Finch, J. W.: A comparison between measured and modelled open water evaporation from a reservoir in south-east England, *Hydrol. Process.*, 15, 2771–2778, 2001.
- Fthenakis, V. and Kim, H. C.: Life-cycle uses of water in U.S. electricity generation, *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 14, 2039–2048, 2010.
- Gerbens-Leenes, P. W., Hoekstra, A. Y., and Van der Meer, Th. H.: Water footprint of bio-energy and other primary energy carriers, Value of Water Research Report Series No. 29, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2008.
- Gerbens-Leenes, P. W., Hoekstra, A. Y., and Van der Meer, T. H.: The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply, *Ecol. Econ.*, 68, 1052–1060, 2009a.
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A. Y., and Van der Meer, T. H.: The water footprint of bioenergy, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 106, 10219–10223, 2009b.
- Gleick, P. H. (Ed.): Water in crisis, A guide to the world's freshwater resources, Oxford University Press, New York, 1993.
- Goodland, R.: Environmental sustainability in the hydro industry, in Workshop Proceedings of IUCN-The World Conservation Union and The World Bank Group, Gland, Switzerland, 69–102, 1997.
- Herath, I., Deurer, M., Horne, D., Singh, R., and Clothier, B.: The water footprint of hydroelectricity: a methodological comparison from a case study in New Zealand, *J. Clean. Prod.*, 19, 1582–1589, 2011.
- Hoekstra, A. Y.: Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis, *Ecol. Econ.*, 68, 1963–1974, 2009.
- Hoekstra, A. Y. and Chapagain, A. K.: Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources, Blackwell Publishing, Oxford, UK, 2008.
- Hoekstra, A. Y., Gerbens-Leenes, W., and Van der Meer, T. H.: Water footprint accounting, impact assessment, and life-cycle assessment, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 106, E114, doi:10.1073/pnas.0909948106, 2009.
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., and Mekonnen, M. M.: The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan, London, UK, 2011.
- IEA: Key world energy statistics 2010, International Energy Agency, Paris, France, 18–19, 2010.
- Inhaber, H.: Water use in renewable and conventional electricity production, *Energ. Source*, 26, 309–322, 2004.
- Keijman, J. Q.: The estimation of the energy balance of a lake from simple weather data, *Bound.-Lay. Meteorol.*, 7, 399–407, 1974.
- Lenters, J. D., Kratz, T. K., and Bowser, C. J.: Effects of climate variability on lake evaporation: Results from a long-term energy budget study of sparkling lake, Northern Wisconsin, USA, *J. Hydrol.*, 308, 168–195, 2005.
- Lerer, L. B. and Scudder, T.: Health impacts of large dams, *Environ. Impact Assess.*, 19, 113–123, 1999.
- McJannet, D. L., Webster, I. T., Stenson, M. P., and Sherman, B. S.: Estimating open water evaporation for the Murray Darling basin, Report for CSIRO, Australia, 2008.
- Mekonnen, M. M. and Hoekstra, A. Y.: The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 1577–1600, doi:10.5194/hess-15-1577-2011, 2011.
- NCDC, Global surface summary of the day, National Climatic Data Centre, available at: <http://www.ncdc.noaa.gov/cgi-bin/res40.pl?page=gsod.html>, last access: 5 February 2009.
- New, M., Lister, D., Hulme, M., and Makin, I.: A high-resolution data set of surface climate over global land areas, *Climate Res.*, 21, 1–25, 2002.
- Pfister, S. and Hellweg, S.: The water “shoesize” vs. footprint of

- bioenergy, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 106, E93–E94, 2009.
- Pfister, S., Saner, D., and Koehler, A.: The environmental relevance of water consumption in global power production, *Int. J. Life Cycle Assess.*, 16, 580–591, 2011.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M. C., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J. G., Merritt, D. M., O’Keeffe, J. H., Olden, J. D., Rogers, K., Tharme, R. E. and Warner, A.: The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration, *Bioscience*, 47, 769–784, 1997.
- Rosenberg, D. M., Bodaly, R. A., and Usher, P. J.: Environmental and social impacts of large scale hydroelectric development: who is listening?, *Glob. Environ. Change*, 5, 127–148, 1995.
- Scudder, T.: Social impacts of large dams, in *Workshop Proceedings of IUCN-The World Conservation Union and The World Bank Group*, Gland, Switzerland, 41–68, 1997.
- Shiklomanov, I. A.: Appraisal and assessment of world water resources, *Water Int.*, 25, 11–32, 2000.
- Singh, V. P. and Xu, C.-Y.: Evaluation and generalization of 13 mass-transfer equations for determining free water evaporation, *Hydrol. Process.*, 11, 311–323, 1997.
- Sternberg, R.: Hydropower: dimensions of social and environmental coexistence, *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 12, 1588–1621, 2008.
- Sternberg, R.: Hydropower’s future, the environment, and global electricity systems, *Renew. Sust. Energ. Rev.*, 14, 713–723, 2010.
- Tilt, B., Braun, Y., and He, D.: Social impacts of large dam projects: A comparison of international case studies and implications for best practice, *J. Environ. Manage.*, 90 (Supplement 3), S249–S257, 2009.
- Van der Ent, R. J., Savenije, H. H. G., Schaeffli, B., and Steele-Dunne, S. C.: Origin and fate of atmospheric moisture over continents, *Water Resour. Res.*, 46, W09525, doi:10.1029/2010WR009127, 2010.
- Winter, T. C., Rosenberry, D. O., and Sturrock, A. M.: Evaluation of 11 equations for determining evaporation for a small lake in the north central united states, *Water Resour. Res.*, 31, 983–993, 1995.
- World Bank: The World Bank’s experience with large dams: a preliminary review of impacts, Operations Evaluation Department, World Bank, Washington, DC, US, 1996.
- World Commission on Dams: Dams and development: a new framework for decision-making, Earthscan, London, UK, 2000.
- Xu, C.-Y. and Singh, V. P.: Dependence of evaporation on meteorological variables at different time-scales and intercomparison of estimation methods, *Hydrol. Process.*, 12, 429–442, 1998.





**VATTENKRAFT
SER INTE UT SÅHÄR**



UTAN SÅHÄR!



ÄLVRÄDDARNA

