

REDOGÖRELSE

FRÅN SKOGFORSK NR. 3 2008



SKOGSBRUK OCH VATTEN En kunskapsöversikt

FORESTRY AND WATER
A review

Eva Ring, Stefan Löfgren, Leonard Sandin, Lars Högbom och Willem Goedkoop



Eva Ring, hydrolog och FD i marklära 2001. Anställd vid Skogforsk sedan 1991. Forskar om hur olika skogsbruksåtgärder påverkar vatten- och markkemi.



Stefan Löfgren, FD i limnologi 1987 och docent 2001. Anställd vid SLU sedan 1998. Arbetade tidigare vid Naturvårdsverket och länsstyrelsen i Dalarna, bl.a. med miljöövervakning och kalkning. Forskar om hur mark- och vattenkemi hänger ihop i skogs- och jordbrukslandskapet.



Leonard Sandin, FD i miljöanalys 2001. Anställd vid SLU sedan 1997. Forskar bl.a. om bottenlevande smådjur som miljöindikatorer och hur organismerna och funktionen i rinnande vatten påverkas av olika mänskliga aktiviteter.



Lars Högbom, biolog och FD i skoglig marklära 1992, docent 2005. Anställd vid Skogforsk sedan 1999. Tidigare anställd vid bl.a. SLU och universitetet i Aberdeen. Forskar om hur olika skogsbruksåtgärder påverkar mark, vatten och vegetation.



Willem Goedkoop, professor i miljöanalys med inriktning mot akvatisk ekologi vid SLU. Forskar om akvatiska näringsvävar och olika föroreningars påverkan på akvatiska ekosystem.



ABSTRACT

Water issues have become increasingly important in recent years, partly because of the EU Water Framework Directive (2000/60/EC), and partly because of the national environmental quality goals in Sweden. This report contains a summary of our current knowledge of the influence that various forestry operations have on water — chemically, physically and biologically. The objective of the report is to provide support to the forestry sector and the relevant authorities in decisions affecting the impact of forestry on water. Nearly all forestry operations have some impact on water. Final felling, site preparation, soil drainage, and off-road driving — all these activities should be undertaken with great care to avoid adverse effects on water. The impact of forestry can be reduced through an improved understanding of forest water, and sound planning.



Ämnesord: skogsbruk, miljöeffekter, mark, vatten, biologi, kemi, slutavverkning, körning, markavvattning, gödsling, föryngring, kantzoner

Redaktör: Lars Åkerman
Formgivning: Peter Bergman
Ansvarig utgivare: Jan Fryk
Omslagsbild: Gert Olsson, Bildarkivet.se



© Skogforsk maj 2008 ISSN 1103-4580
Gävle Offset AB, Gävle

REDOGÖRELSE

SKOGSBRUK OCH VATTEN En kunskapsöversikt

FORESTRY AND WATER
A review

Eva Ring, Stefan Löfgren, Leonard Sandin, Lars Högbom och Willem Goedkoop

Förord

Vattenfrågorna har under senare år hamnat i fokus till följd av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och Sveriges nationella miljökvalitetsmål. Denna rapport har sammanställts för att stödja tjänstemän i skogsbruket och på myndigheter i beslut som rör frågor kring skogsbruk och vatten. Vårt mål är att sammanfatta dagens kunskap om hur skogsbruk påverkar vatten. I ordlistan på sid. 58 redovisas begrepp som används i rapporten. Våra slutsatser och praktiska råd till skogsbruk och myndigheter redovisas i "Skogsbruk med hänsyn till vatten – en handledning från Skogforsk" av E. Ring, S. Löfgren, L. Sandin, L. Högbom, W. Goedkoop, I. Bergkvist och Staffan Berg (2008).

Vi vill rikta ett varmt tack till följande personer som bidragit med värdefulla synpunkter på vårt arbete: Elisabet Andersson (Skogsstyrelsen), Jakob Bergengren (länsstyrelsen i Jönköpings län), Mats Blomberg (Södra), Harald Grip, Louise Johansson (SMP Svensk Maskinprovning AB), Mats Johansson (länsstyrelsen i Västerbotten), Lars Lundin (Institutionen för miljöanalys, SLU), Lennart Mattsson (länsstyrelsen i Västerbotten), Börje Pettersson (Bergvik Skog AB), Ulf Skyllberg (Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU), Östen Thoresson (Thoressons Maskin Teknik), Per Simonsson (SCA Skog), Ola Rosvall, Magnus Thor och Jan Weslien (Skogforsk) samt Göran Örlander (Södra). Vi tackar även kollegor på Skogforsk, Institutionen för miljöanalys och inom Forwater-projektet för givande diskussioner och synpunkter.

Arbetet har finansierats av EU Life-projektet Skog för vatten (Forwater) och Formas.

Vi hoppas att rapporten ska bidra till ökad förståelse och hänsyn till våra vatten.

Uppsala mars 2008

Eva Ring

Stefan Löfgren

Leonard Sandin

Lars Högbom

Willem Goedkoop

Innehåll

Sammanfattning	5	Naturliga störningar i skogen	30
Summary	7	Brand	30
Skogen och vattnens många värden	9	Vindfällning	31
Skogen i Sverige	10	Skogsbruksåtgärdernas miljöeffekter	32
Sjöar och vattendrag i Sverige	12	Limnologiska effekter	34
Mark i Sverige	12	Röjning	34
Lagstiftning för skog och vatten	13	Gallring	34
Sveriges miljö kvalitetsmål	13	Slutavverkning	36
Skogsvårdslagen och miljöbalken	13	Föryngring under högskärm	42
EU:s ramdirektiv för vatten	14	Markberedning	43
Hydrologin i skogslandskapet	15	Val av trädslag	44
Avrinningsområdet	15	Markavvattning	45
Vattenbalansen	15	Tillförsel av näring	47
Grundvatten	16	Bekämpningsmedel	49
Vattendrag	17	Körning i terräng	49
Sjöar	19	Skogsbilvägar	52
Vattenlevande organismer	20	Åtgärder som kan minska skogsbrukets påverkan	53
Alger, mossor och högre växter	21	Trädbevuxna kantzoner längs vattendrag och sjöar	53
Bottenfauna	21	Skyddszon mot kemiska och fysiska störningar	56
Fisk	23	Mer kunskap behövs	57
Viktiga faktorer för vattenorganismernas livsmiljö	24	Ordlista	58
Skyddsvärda vatten	27	Referenser	60
Att skilja effekter av skogsbruk från annan påverkan	28		
Övergödning	28		
Försurning	29		

Contents

Summary	5	Natural disturbances in the forest	30
Forests and the many benefits of water	9	Fire	30
Swedish forests	10	Windthrow	31
Lakes and watercourses in Sweden	12	Environmental impact of forestry operations	32
Soils in Sweden	12	Limnological effects	34
Forestry and water legislation	13	Cleaning (precommercial thinning)	34
Sweden's environmental quality goals	13	Thinning	34
The Forestry Act & the Environment Code	13	Final felling	36
The EU Water Framework Directive	14	Regeneration under shelterwood	42
Hydrology in the forest landscape	15	Site preparation	43
Catchment area	15	Selecting tree species	44
The water balance	16	Soil drainage	45
Groundwater	16	Nutrient application	47
Watercourses	17	Pesticides	49
Lakes	19	Off-road driving	49
Aquatic organisms	20	Forest roads	52
Algae, bryophytes & microphytes	21	Measures to reduce the impact of forestry	53
Benthic fauna	21	Forested buffer zones along watercourses & lakes	53
Fish	22	Buffer zones to protect against chemical and physical disturbances	56
Key factors affecting the living conditions of aquatic organisms	24	Need for more knowledge	57
Waters worth preserving	27	Wordlist	58
Separating the effects of forestry from other effects	28	References	60
Eutrophication	28		
Acidification	29		

Sammanfattning

Vatten utgör en viktig del av det svenska skogslandskapet. Vi tror att skogens vatten kommer att hamna i större fokus framöver som en följd av Sveriges 16 nationella miljökvalitetsmål och EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG). I denna rapport sammanfattas dagens kunskap om hur skogsbruk påverkar vatten och mark i Sverige. Vatten som avses i denna rapport är mark- och grundvatten, rinnande vatten och sjöar i skogslandskapet.

När man bedömer effekterna av dagens skogsbruk måste man ta hänsyn till att tillståndet i ytvattnet påverkas av många faktorer, bl.a. historisk mark- och vattenanvändning, nutida miljöproblem som förurning och övergödning och naturliga störningar som bränder och vindfällningar. Skogsbruk innefattar ett antal skogsbruksåtgärder som kan ge kemiska, fysiska och biologiska effekter i vatten under varierande tid och i olika grad. Effekterna på vatten beror generellt på:

- vilken skogsbruksåtgärd som utförs
- hur åtgärden utförs i det enskilda fallet
- när på året åtgärden utförs
- var i avrinningsområdet åtgärden utförs
- hur stor andel av avrinningsområdet och vattendragets längd som påverkas
- jordart och topografi
- artsammansättningen i vattnet
- beståndets belägenhet i landet
- den rumsliga skalan: lokalt, regionalt eller nationellt.

De limnologiska effekterna är ofta kopplade till kemiska och fysiska störningar i vattenorganismernas livsmiljö. Viktiga faktorer för deras livsmiljö är substratkvalitet, ljusinstrålning, vattentemperatur, syrgashalt, organiskt material samt näringstillgång. Felpacerade eller feldimensionerade vägtrummor skapar vandringshinder för både fisk och bottenfauna. Stor tillförsel och sedimentation av partikulärt material påverkar vattenorganismerna negativt liksom låga pH-värden och höga halter oorganiskt aluminium. Risker för att organismernas livsmiljö försämras är generellt störst i samband med slutavverkning, körning i terräng, markberedning och markavvattning. Då kan transporten av eroderat material till ytvatten öka.

Om de växtskyddsmedel som används i skogsbruket mot skadeinsekter hamnar i ytvatten kan det få stora negativa konsekvenser för fisk och bottenfauna. Hur skogsbruksåtgärderna utförs i det enskilda fallet är avgörande för vilka miljöeffekterna blir.

Röjning och gallring sker årligen på stora arealer, men kunskapen är liten om hur dessa åtgärder påverkar vatten. Det finns en viss sannolikhet för att kväveutlakningen ökar till följd av högre avrinning och ett större utbud av kväve i marken. Men eftersom marken till stor del fortfarande är trädbevuxen efter röjning och gallring, tror vi att en stor andel av kvävet kommer att tas upp av vegetationen.

Hur slutavverkning påverkar vatten beror bl.a. på hur stor del av avrinningsområdet man avverkar. Kantzoner med och utan träd längs ytvatten, hur körningen i terräng utförs, områdets jordart, topografi och bördighet samt de följande årens väder har också betydelse. I mindre avrinningsområden kan slutavverkning öka årsavrinningen, högvattenflödena och utströmningsområdenas utbredning. I stora vattendrag tycks påverkan på avrinningen vara liten på grund av att den avverkade andelen av avrinningsområdet är liten. Temperaturen i små vattendrag, belägna i anslutning till hyggen, kan öka efter slutavverkning. Förhöjda vattentemperaturer kan leda till syrgasbrist och påverka fisk och andra organismer med syrgasrespiration negativt.

Slutavverkning ökar utlakningen av kväve och fosfor. Hyggesvegetationen motverkar delvis utlakningen av den lätttrörliga kväveformen nitrat. Den förhöjda näringsutlakningen och den ökade ljusinstrålningen kan medföra att primärproduktionen i närliggande små vattendrag ökar (t.ex. utveckling av trådalger). Detta kan orsaka förskjutningar i bottenfaunans artsammansättning. Merutlakningen av kväve pågår uppskattningsvis 10–15 år i mer nordliga delar av landet och ca fem år i Götaland. Det är dock okänt om det totala utlakningen skiljer sig mellan norra och södra Sverige. Föryngring under högskärm kan minska kväveläckaget till grundvattnet i talldominerade skärmar på friska moränmarker. Granskärmar på torvmark påverkade däremot inte nämnbart det avrinnande vattnets kemi under de första tre till fyra åren jämfört med kalavverkning, det visar en studie från Mellansverige. Tillförseln av kväve och fosfor

från hyggen har marginell betydelse för belastningen på Östersjön och Västerhavet jämfört med andra källor. Utlakning från hyggen ger effekter främst lokalt. Markberedning på fastmark verkar ha en marginell effekt på kväveutlakningen från hyggen. Några studier indikerar att läckaget av total- och metylkvicksilver ökar efter slutavverkning, men problemets omfattning och exakta orsak är fortfarande okända.

Körning i terräng kan medföra spårbildning, erosion, markkompaktering och att oljeprodukter tillförs mark och vatten vid eventuella läckage från terrängmaskinerna. Effekterna på ytvatten beror på hur markstörningarna är sammankopplade med varandra och med angränsande ytvatten. Spårbildning kan påtagligt påverka ytvattens kvalitet främst genom ökad erosion och tillförsel av finkornig mineraljord och organiskt material. Detta påverkar särskilt filtrerande djur negativt som musslor och vissa nattsländor samt djur med stora gälar t.ex. fisk. Spårbildning längs en tillfälligt iordningställd körväg skapade en kortvarig dämning av en bäck i sydvästra Sverige. Detta ökade läckaget av metylkvicksilver under minst sju år.

Kvävegödsling ökar kväveläckaget under ett till två år. Ofta tycks mindre än 5 % av en normal gödselgiva lakas ut. Huvuddelen av gödselkvävet binds i marken. Genom att lämna ogödslade zoner längs ytvatten motverkas höga nitrat- och ammoniumhalter som kan uppkomma om gödselmedel hamnar direkt i vattnet.

Trädslagssammansättningen påverkar markkemin i markens ytligaste skikt. Markens organiska skikt är

ofta mindre surt i lövträdsdominerade bestånd än i barrträdsdominerade bestånd. Trädslagssammansättningen nära vattendrag och sjöar påverkar de vattenlevande organismerna. Förna från lövträd utgör en mer högkvalitativ näringskälla för organismerna än barrförna.

De markavvattningsåtgärder som sker i dagens skogsbruk är främst skyddsdikning och dikesrensning, men många gamla dikessystem påverkar fortfarande avrinningen. Dikning leder vanligen till ökad erosion av partiklar, högre utlakning av kväve och fosfor, minskade halter humusämnen samt högre pH i det avrinnande vattnet. Dikesrensning förefaller ge likartade effekter, vilket även är troligt för anläggning av vägdiken i fuktiga partier längs skogsbilvägar. Dikning motverkar höga flödestoppar i nedströms liggande vattendrag utom då hela marken är vattenmättad. Då marken är vattenmättad kan ytterligare nederbörd möjligen rinna av snabbare i dikade områden än i odikad mark. Bäckarnas lågvattenflöde är normalt högre efter dikning. Anläggning av diken längs skogsbilvägar påverkar troligen också avrinningen, men det finns enligt vår vetenskap inga svenska studier som belyser detta.

Askåterföring och markkalkning har använts i mindre skala för att motverka mänskligt orsakad försurning av skogsmark. Tillförsel av 3 ton kalk per hektar på inströmningsområden påverkar ytvattenkemin marginellt. Markkalkning och askåterföring kan även ge oönskade effekter på miljön.

Summary

Water is an important part of the Swedish forest landscape. As a result of Sweden's 16 national environmental quality goals, and the EU Water Framework Directive (2000/60/EC), we believe that there will be a greater focus on water in the future. This report contains a summary of the current knowledge about the ways in which various forestry operations influence soils and waters in the Swedish forest landscape. In this report, water refers to soil water, groundwater, watercourses and lakes in the forest landscape.

When assessing the effects of current forestry, it must be acknowledged that the condition of surface waters is influenced by many factors, including historical land and water uses, current environmental problems such as acidification and eutrophication, and natural disturbances like forest fires and windthrow. Forestry includes a number of operations that can chemically, physically and biologically affect water over varying periods and to varying degrees. The impact of forestry on water generally depends on:

- the forestry operation being carried out
- how the operation is performed in individual cases
- the time of year that the operation is performed
- the location within the catchment area where the operation is performed
- the proportion of the catchment area, and the length of the watercourse, that is affected
- soil type and topography
- species composition in the water
- the geographical location of the stand within the country
- the spatial scale — local, regional or national.

Limnological effects are often linked to chemical and physical disturbances to aquatic habitats. A number of factors have an important influence, namely substrate quality, insolation, water temperature, oxygen concentration, organic materials, and nutrient supply. Incorrectly placed or inappropriately sized road culverts create a barrier, preventing the migration of both fish and benthic fauna. A large influx of particles and subsequent sedimentation has adverse effects

on aquatic organisms, as do low pH values and high concentrations of inorganic aluminium. The risk of habitat deterioration is generally highest in conjunction with final felling, off-road driving, site preparation, and soil drainage, since these operations can increase the amount of eroded material reaching the surface water and its rate of transport there.

If the insecticides used in forestry find their way into the surface water, they can have serious, detrimental effects on the fish and benthic fauna. The way in which forestry operations are managed in each individual case determines what the environmental effects will be.

Every year in Sweden, cleaning and thinning are carried out on a broad scale, yet knowledge about the impact of these operations on the aquatic system is limited. It is possible that nitrogen leaching increases because of higher runoff rates and an elevated concentration of nitrogen in the soil. Given that, after cleaning and thinning, the ground is still largely occupied by trees, it is likely that the vegetation will assimilate a large proportion of the mobilized nitrogen.

How final felling affects the aquatic system depends on the proportion of the catchment area that is logged. Other important factors are the presence of buffer zones (with or without trees) along surface waters, off-road driving, soil type, topography, site fertility, and the weather conditions in subsequent years. In smaller catchment areas, final felling can lead to enlarged discharge areas and an increase in the annual runoff and discharge during high-flow events. In large watercourses, the influence on runoff is probably negligible, since the clear-felled area is small in relation to the total catchment area. Temperatures in small watercourses running close to clear-felled areas can increase after final felling. The higher temperatures can then lead to oxygen deficiency, which is detrimental to fish and other organisms that utilise oxygen.

Final felling increases nitrogen and phosphorus leaching. The emerging vegetation in areas of clear-felling partly counteracts the leaching of nitrate, which is a highly mobile form of nitrogen in the soil. The elevated leaching of nutrients, together with the increase in insolation, can give rise to an increase in

primary production (e.g. growth of filamentous algae) in small watercourses nearby. This can change the species composition of the benthic fauna. It is estimated that the increase in nitrogen leaching lasts 10–15 years in the more northerly parts of the country, and about five years in the south. Whether total leaching differs between northern and southern Sweden remains unknown. Regeneration under Scots-pine-dominated shelterwood has been shown to reduce the leaching of nitrogen into the groundwater on moist till soils. However, in Norway-spruce-dominated shelterwoods on peat soils in central Sweden, no significant effect on the runoff chemistry during the first three or four years has been found, compared with clear-felled sites. The nitrogen and phosphorus loads from clearfellings have only a marginal influence on the total load to the Baltic and the North Seas, as compared with other nutrient sources. For the most part, any leaching from clearfellings causes only local effects. Site preparation on mineral soils apparently has only a marginal effect on nitrogen leaching. Some studies suggest that the leaching of total and methyl mercury increases after final felling, but the scope of the problem and its exact causes are still unknown.

Off-road driving can give rise to rutting, erosion and soil compaction; in addition, oil, lubricants and fuel can leak from vehicles into the soil and water. The limnic effects depend on how the areas of disturbed soil are connected, both with each other and with any adjacent surface water. Rutting of the soil can have a serious impact on surface water quality, mainly because of erosion and the transport of fine-grain mineral soil and organic matter. In particular, this has an adverse effect on filter feeders, such as mussels and caddis flies, as well as on gill-breathing organisms, such as fish. At a research site in southwest Sweden, inadvertent rutting of the soil along a temporary road created a temporary dam across a stream, which led to an increase in methyl mercury leaching over a period of at least seven years.

The application of nitrogen fertiliser increases nitrogen leaching for one or two years. It is estimated that less than 5 % of a standard application of fertiliser is subject to leaching. Most of the nitrogen in the fertiliser is retained within the soil. Untreated zones adjacent to surface water will counteract high nitrate and ammonium concentrations that can occur if the fertiliser reaches the water directly.

Tree species composition influences soil chemistry in the uppermost layer. The organic layer of the soil is often less acidic in stands dominated by hardwoods than in those dominated by softwoods. The tree species composition adjacent to rivers and lakes affects the aquatic organisms: litter from hardwood trees constitutes a better nutrient source than litter from conifers.

The soil drainage work carried out in current forestry mainly involves digging shallow drainage ditches in the lower parts of clearfellings, along with ditch clearing. However, many old drainage systems still affect runoff. Ditching usually leads to increased erosion of soil particulates, increased leaching of nitrogen and phosphorus, reduced humus concentrations, and elevated pH levels in the runoff. Ditch clearing appears to have similar effects, which is also probably true for the creation of road ditches along wet sections of forest roads. Ditching reduces the peak flows in downstream watercourses, except when the soils are saturated with water. On such occasions, enhanced peak flows can occur in drained areas. Generally, the base flow is usually higher after drainage. It is likely that ditches along forest roads also affect the runoff, but as far as we know, there have not been any Swedish studies to shed light on this subject.

The recycling of wood ash and forest-soil liming, have been carried out on a limited scale to mitigate anthropogenic acidification. Spreading 3 tonnes lime per hectare on forest soils influences the surface-water chemistry marginally. These measures can also cause unwanted environmental effects.

Skogen och vattnens många värden

Skogslandskapet är en mosaik av skogs- och vattenekosystem. De terrestra ekosystemen innefattar allt ifrån berg i dagen och torra tallhedar till blötare områden som kärr och mossar. Över hälften av Sveriges landyta består av skogsmark huvudsakligen med gran och tall. Vattenekosystemen innefattar tusentals sjöar och bäckar, åar och älvar. Vattendragens längd motsvarar tillsammans flera varv runt jorden. Mosaiken i dagens skogslandskap är i hög grad resultatet av den historiska markanvändningen, som successivt förändrat både de terrestra och akvatiska miljöerna. Trakthyggesbruk, brandbekämpning, skogsbete, dränering, flötningsrensning, vattenkraftsutbyggnad m.m. har påtagligt förändrat landskapet jämfört med hur det såg ut innan människan började bruka marken. Gemensamt för denna utveckling är att förändringarna främst drivits fram av människans behov av energi och råvaror. Idag

lägger vi även andra aspekter på skogslandskapets värden, vilket kommer att påverka det framtida skogslandskapet.

Förutom att utgöra en råvarubas för skogsindustrin ökar användningen av skogen för energiproduktion, främst genom uttag av grenar och toppar (GROT=GRenar Och Toppar), men intresset ökar för brytning av stubbar. Skogsområden används för olika former av rekreation såsom jakt, fiske, bär- och svamp-plockning. Tätortsnära skogar är särskilt värdefulla för friluftslivet. Skogen har stora naturvärden och hög biologisk mångfald. Skogen och skogsmarkens förmåga att binda kol diskuteras i samband med "växthus-effekten". Många dricksvattentäkter ligger i skogsområden och det är viktigt att bruka skogen så att en god vattenkvalitet bibehålls. Skogslandskapet används och värderas således på många sätt och av många aktörer.



Fotomontage: Anna Marconi (foto SkogenBild, Skogforsk och John Deere)

Figur 1. Med skogsbruk menar vi det system som börjar med att plantorna levereras från plantskolan och slutar med att virket transporteras iväg från skogen. Vi inkluderar även anläggning av skogsbilvägar. Biologisk restaurering av vatten berörs inte.

Skogen i Sverige

Vår värdering av skogslandskapets nyttigheter och miljöer har förändrats över tiden och kommer säkerligen att göra det även i framtiden. Det är därför viktigt att skogen brukas på ett uthålligt sätt. Dagens skogsbruk kommer att påverka landskapet minst 100 år in i framtiden. Blickar vi bakåt 100 år kan vi konstatera att flera av dagens problem i vattensystemen beror på tidigare generationers sätt att använda skogen och vattnet. Ett exempel är de rensade och dämnda flottningslederna som påverkar både vattnets väg genom landskapet och dess biologi. För att motverka denna typ av problem krävs ofta omfattande restaureringsarbeten.

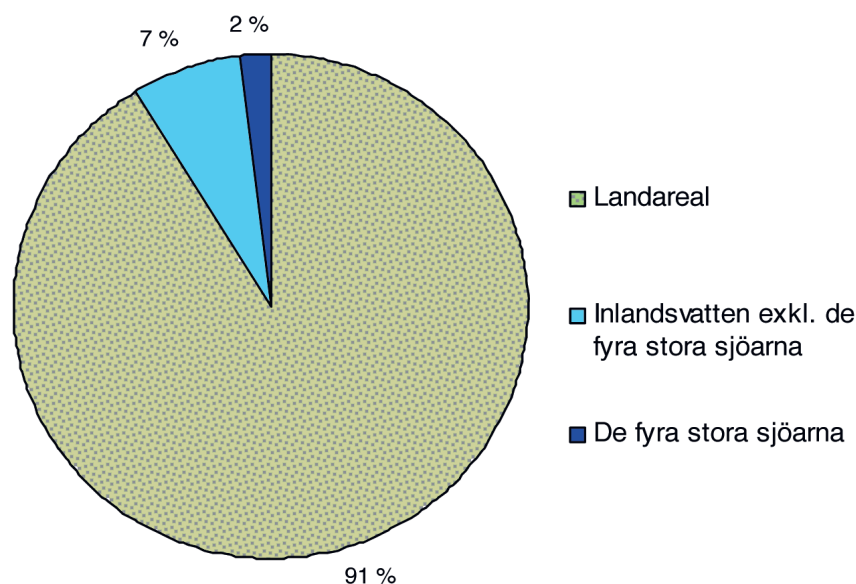
I denna rapport fokuserar vi på hur olika skogsbruksåtgärder påverkar små vattendrag (Figur 1). Det gör vi främst för att dessa påverkas mer direkt av det som sker i landskapet än sjöar, men även för att huvuddelen av de studier som finns har utförts i vattendrag. Vi konstaterar att flera av de svenska studierna om skogsbruk gjordes under 1970- och 1980-talen. Då utfördes exempelvis slutavverkning och markavvattning på ett annat sätt än idag. Dessa studier utgör en viktig kunskapskälla, men vi måste beakta att resultaten gäller ett delvis annorlunda brukande av skogen jämfört med dagens skogsbruk. I ordlistan på sid. 58 redovisas begrepp som används i rapporten.

Sveriges totala yta exklusive kustvatten uppgår till ca 41 miljoner hektar land och ca 4 miljoner hektar inlandsvatten (Figur 2). Tjugotre miljoner hektar är produktiv skogsmark (Figur 3-4) [102], d.v.s. mark som kan producera i genomsnitt minst 1 m³sk (skogskubikmeter d.v.s. stamvolym ovan stubbe inklusive bark) per hektar och år (Skogsvårdslagen SFS 1979:429).

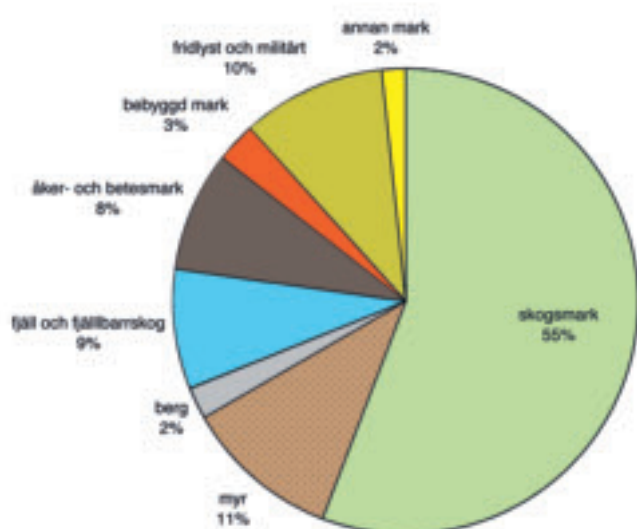
Nationalparker och naturreservat omfattar 4,1 miljoner hektar, vilket motsvarar 10 % av Sveriges landareal. I dessa områden finns 712 000 hektar skyddad produktiv skogsmark [102]. Därutöver har 848 000 hektar avsatts frivilligt, varav huvuddelen är produktiv skogsmark. Dessutom är 16 000 hektar skogsmark skyddad genom biotopskydd och 20 000 hektar skogsmark är avsatt genom naturvårdsavtal. Enligt miljökvalitetsmålet Levande skogar ska ytterligare 900 000 hektar skyddsvärd skogsmark undantas från skogsproduktion till år 2010.

Ägande

Den svenska skogsmarken ägs till ca 51 % av enskilda skogsägare [102]. Privata aktiebolag äger 24 % av skogen medan staten och andra allmänna organisationer äger 25 %. Generellt dominerar staten och bolag ägandet i norra Sverige och enskilda skogsägare i söder.



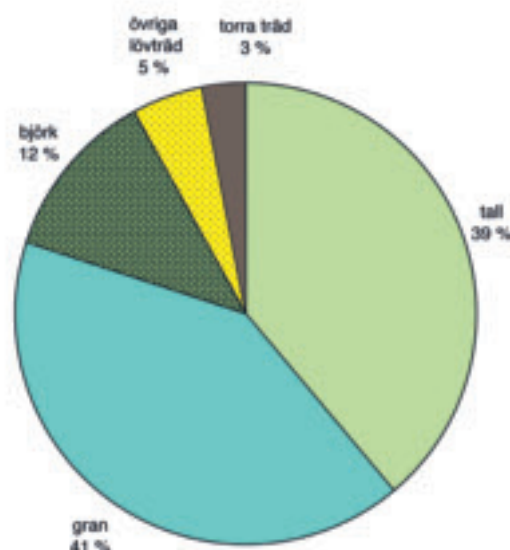
Figur 2. Land- och vattenarealer i Sverige. Källa: SCB



Figur 3. Markanvändning i Sverige i % av landarealen [102].

Skogsbruk

Trakthyggesbruket dominerar, d.v.s. skogen sköts i lik-åldriga bestånd. När skogen skördas tas de flesta träden bort och ersätts med en ny skogsgeneration. Vid en konventionell slutavverkning lämnas avverkningsresterna (GROT) kvar på hygget, men vid helträdsuttag skördas GROT för energiändamål. Traktorer/skottare står för all transport i terräng och avverkning sker året runt. I slutet på 1970-talet var medelhygget 6,6 hektar stort och år 2006 var motsvarande siffra 4,2 hektar (baserat på anmälda förnygringsavverkningar >0,5 ha för hela landet). I södra Sverige är hyggena idag i genomsnitt 2–3 hektar stora och i norra Sverige

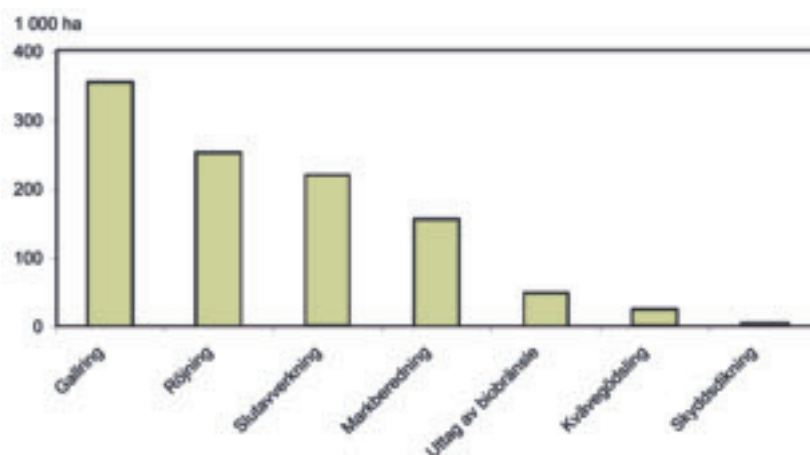


Figur 4. Virkesförrådets fördelning på olika trädslag [102].

6–8 hektar [102]. Naturvårdshänsyn tas bl.a. genom att lämna högstubbar, enskilda träd och grupper av träd vid avverkning och lämna trädbevuxna kantzoner mot vatten.

Det nya beståndet anläggs genom naturlig förnygring eller plantering/sådd. För att underlätta etableringen av det nya beståndet, och som skydd mot snytbaggar, markbereds ofta hyggena mekaniskt genom harvning, högläggning eller fläckmarkberedning. Olika röjnings- och gallringsprogram tillämpas för att gynna de mest utvecklingsbara träden för att det framtida slutavverkningsbeståndet ska ha en hög kvalitet och ge ett gott ekonomiskt utbyte.

Läs mer om svensk skogsskötsel på www.kunskapdirekt.se



Figur 5. Areal som årligen berörs av olika skogsbruksåtgärder, 3-års medelvärden från början på 2000-talet [102].

Sjöar och vattendrag i Sverige

De fyra stora sjöarna Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren utgör hela 22 % av inlandsvattens areal på ca 4 miljoner hektar. Till antalet dominerar dock de små sjöarna. Av Sveriges drygt 100 000 sjöar som är större än 0,01 km² (1 ha), har 75 % av dem en sjöyta som är mindre än 0,1 km² (10 hektar) (Tabell 1).

Tabell 1. Antal sjöar i olika storleksklasser i Sverige.

Källa: SMHI:s sjöregister

Storleksklass (km ²)	Antal sjöar
>100	24
10-100	387
1-10	3 708
0,1-1	21 138
0,01-0,1	76 290
Totalt	101 547

Den totala längden av vattendragen uppgår till drygt 527 000 km (Institutionen för miljöanalys, SLU) vilket motsvarar nästan 13 varv runt ekvatorn. De små vattendragen dominerar och 64 % av deras längd ligger i avrinningsområden som är mindre än 1 km² (100 ha) (Figur 6). Hur stor andel av detta ofantliga hydrologiska nätverk som avvattnar skog vet vi inte. Eftersom produktiv skogsmark utgör ca 55 % av landarealen kan man dock anta att skogen dräneras av minst 290 000 km vattendrag och att mer än hälften av alla sjöar återfinns i skogslandskapet.

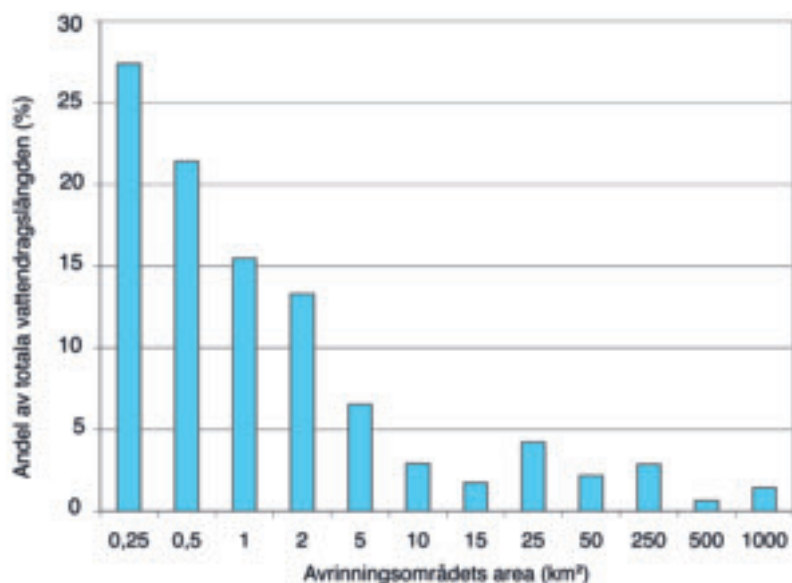
Mark i Sverige

Mark är den del av den fasta jordskorpan som påverkas av klimat och levande organismer. Mark kan beskrivas från olika utgångspunkter exempelvis utifrån ägoslag (skogsmark, åkermark, berg m.m.), jordart, jorddjup, ytblockighet, bördighet och markfuktighet. Markens textur är dess kornstorleksfördelning i mineraljorden.

Svensk skogsmark kan delas in i fastmark och torvmark:

- Fastmark är en minerogen jord eller mineraljord som består av material som ursprungligen kommer från berggrunden.
- Torvmark är en organogen jord som består av organiskt material som har bildats under syrefattiga förhållanden vid nedbrytning av döda växt- och djurrester. I skogliga sammanhang definieras en torvmark av att torvdjupet är större än 30 cm.

Markfuktigheten på huvuddelen av skogsmarken är frisk och frisk-fuktig, vilket är markfuktighetsklasser som används vid bördighetsklassificering av skogsmark på mineraljord (www.markinfo.slu.se). På frisk mark ligger grundvattenytan i genomsnitt på 1–2 m djup och på fuktig mark på mindre än 1 m djup.



Figur 6. Fördelningen av svenska vattendrag (%) utifrån avrinningsområdenas storlek. Över 25 % av vattendragen har avrinningsområden som är mindre än 25 hektar (0,25 km²). Källa: Institutionen för miljöanalys, SLU

Jordart

Det lösa jordlagret ovanpå berggrunden delas in i olika jordarter. Indelningen baseras på hur jordlagret bildats och i vilken miljö samt dess textur. De flesta svenska jordarter har bildats under eller efter den senaste istiden och den vanligaste jordarten är morän. I moräner är materialet osorterat d.v.s. innehåller många olika kornstorlekar. Sediment är jordarter som sorterats av vatten eller vind och innehåller huvudsakligen en tämligen enhetlig kornstorlek. Torv är också en jordart.

Jordmån

De delar av jordskorpan ytskikt som under lång tid påverkats av klimat och organismer delas in i olika jordmån. Jordmånsbildningen påverkas även av topografin, hydrologin och geologin.

Hur man klassificerar jordmån varierar mellan olika länder. World Reference Base är ett internationellt system för en gemensam jordmånsklassificering som tagits fram av FAO, The International Society for Soil Science och The International Soil Reference and Information Centre [1] och (www.fao.org/ag/agl/agll/wrb).

Podsoler är de vanligaste jordmånerna på fastmark i svensk skog. Podsoler har ofta ett väldefinierat humustäcke (mårskiktet), som överlagrar ett grått urlakningsskikt (blekjorden). Den grå färgen beror på att järn och aluminium lakats ut medan kisel (kvarts) blivit kvar. Det urlakade järnet och aluminiet ansamlas i den underliggande rostjorden som har en rostbrun färg. Under rostjorden finns det av jordmånsprocesserna opåverkade underlaget.

Brunjordar bildas på mer näringsrika och mindre sura marker. Brunjordar karaktäriseras av att humus och mineraljord är blandade genom inverkan av olika markdjur främst dagmaskar.

Läs mer om våra svenska jordar på www.sgu.se och www.markinfo.slu.se.

Sveriges miljö kvalitetsmål

Regeringen och riksdagen har satt upp 16 nationella miljö kvalitetsmål (www.miljomal.nu). De beskriver den kvalitet och det tillstånd som anses ekologiskt hållbara på lång sikt för Sveriges miljö, natur- och kulturreсурser. Målen ska vara vägledande för myndigheternas arbete, men har ingen juridisk status. Hälften av miljö kvalitetsmålen har i varierande grad anknytning till skog och vatten. Skogsbrukets inverkan på vattenmiljön berörs främst av miljö kvalitetsmålen Levande skogar, Ingen övergödning, Bara naturlig försurning, Giftfri miljö, Grundvatten av god kvalitet, Levande sjöar och vattendrag, Myllrande våtmarker, Hav i balans samt levande kust och skärgård och Ett rikt växt- och djurliv (SOU 2000:52, Proposition 2004/05:150). Varje miljö kvalitetsmål är indelat i delmål som preciserar vad som ska uppnås. Flera delmål är knutna till skogsbrukets långsiktiga påverkan på vattenmiljön och visar att skogsbruket inte får äventyra yt- och grundvattnens ekologiska tillstånd och funktion (SOU 2000:52, Proposition 2000/01:130).

Ibland kan miljö kvalitetsmålen komma i konflikt med varandra när det gäller skogsbruk och vatten. Ett exempel är att om avgången av lustgas ökar efter slutavverkning minskar utlakningen av nitrat. Den ökade lustgasavgången strider mot målet Begränsad klimatpåverkan samtidigt som den minskade nitrattutlakningen är i linje med målen Ingen övergödning, Bara naturlig försurning och Grundvatten av god kvalitet. En ökad skogsproduktion och ett ökat virkesuttag är i linje med målet Begränsad klimatpåverkan men strider mot målet Bara naturlig försurning.

Skogsvårdslagen och miljöbalken

Enligt 1 § i skogsvårdslagen (SFS 1979:429) är skogen "en nationell tillgång som skall skötas så att den uthålligt ger en god avkastning samtidigt som den biologiska mångfalden behålls. Vid skötseln ska hänsyn tas även till andra allmänna intressen". Detta innebär att produktion och miljö ska vara lika viktiga. Miljö kvalitetsmålet innebär att skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga ska bevaras och att den biologiska mångfalden och den genetiska variationen i skogen säkras. Skogen ska brukas så att växt- och

djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd (Proposition 1992/93:226).

I miljöbalkens 2 kap. anges de hänsynsregler som måste iakttas vid verksamheter eller åtgärder som kan medföra skada eller olägenhet för miljön. De är mycket allmänt hållna eftersom de omfattar allt som kan påverka miljön. Reglerna är centrala för tillämpningen av balkens övriga regler. Hänsynsreglerna i miljöbalken ska gälla parallellt med hänsynsreglerna i skogsvårdslagen. Enligt allmänna lagvalsprinciper (lag går före förordningar och speciallag går före allmän lag) och regeringens proposition ska dock de mer detaljerade föreskrifterna till 30 § i skogsvårdslagen tillämpas i första hand. Dessa föreskrifter anger den hänsyn som ska tas till naturvärden och kulturmiljövårdens intressen vid skötseln av skog. Kraven på hänsyn får inte vara så omfattande att pågående markanvändning avsevärt försvåras.

EU:s ramdirektiv för vatten

Syftet med EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG, Artikel 1a) är att upprätta en ram för skyddet av inlandsvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten för att *"binda ytterligare försämringar och skydda och förbättra statusen hos akvatiska ekosystem och, såvitt avser deras vattenbehov, även terrestra ekosystem och våtmarker som är direkt beroende av akvatiska ekosystem."*

Bedömningen av vattenkvalitet kommer att förändras från att vara vägledande, som den är idag, till att vara juridiskt bindande genom miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Fem vattenmyndigheter i fem vattendistrikt leder arbetet med att införa EU:s ramdirektiv för vatten i Sverige. Vattenmyndigheterna kommer att kunna fastställa riktvärden för miljökvalitet i påverkade vatten, vilket är värden som inte bör överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt. Åtgärder ska vidtas av myndigheterna för att klara miljökvalitetsnormen, men åtgärdsbehovet kan omprövas. Utformningen av de framtida bedömningsgrunderna för miljökvalitet i sjöar och vattendrag kommer därför att ha stort inflytande på vattenvårdsarbetet. År 2009 ska åtgärdsprogram vara antagna och förvaltningsplaner utarbetade för vattendistriktet och 2015 ska vattenförekomsterna ha uppnått god vatten-

status. Sjöar som täcker minst 50 hektar och vattendrag med avrinningsområden i storlek från 1000 hektar och uppåt ska klassificeras och resultatet ska rapporteras till EU. I åtgärdsarbetet kommer dock även mindre vattenförekomster att ingå.

Ramdirektivet avses kunna användas för att via åtgärdsprogram reglera utsläppen från både punktkällor och diffusa källor (2000/60/EG, Artikel 10 och 11), vilket innebär att skogsbruket omfattas av den nya lagstiftningen. Sjöar och vattendrag bedöms ha god ekologisk status då vattenkvaliteten marginellt avviker från ett opåverkat tillstånd. I ramdirektivet betonas vikten av samarbete och samverkan på EU-nivå, medlemsstatsnivå och på lokal nivå för att vattenarbetet ska bli framgångsrikt. Vidare ska allmänheten informeras, inbjudas till samråd och bli delaktig i arbetet.

Skogsbruket påverkar vattnets ekologiska status på många sätt, t.ex. vattnets flödesvägar, flödesdynamik, temperatur, grumlighet, näringsstatus, surhetsnivå samt vandringsvägar och ståndplatser för fisk. Om denna påverkan är stor i förhållande till referensförhållandena, kan vattenmyndigheterna ställa krav på motåtgärder, t.ex. i form av trädbevuxna kantzoner längs vatten, igenläggning av diken, konstruktion av sedimentationsdammar, askåterföring eller kalkning på kraftigt försurade marker och skärmställningar på kväverika marker.

Å andra sidan ska det enligt ramdirektivet för vatten alltid göras en värdering av vilken vattenkvalitet som kan uppnås utan orimliga kostnader. Det är därför sannolikt att vattenmyndigheterna kommer att ta hänsyn till den existerande markanvändningen och till de krav som ställs på hur vattenresursen ska användas. Utgör vattensystemet råvattentäkt för dricksvattenproduktion kommer sannolikt kraven på vattenkvalitet att skilja påtagligt jämfört med om vattnet ska användas för bad och rekreation. Högst krav kan förväntas då kravet är att bevara biologisk mångfald, eftersom många arter är betydligt känsligare för vattenkvalitetsförändringar än vad människor är. Ramdirektivet ger följaktligen utrymme för vitt skilda tolkningar av behovet av åtgärder. Det är först när det finns ett antal prejudicerande domar, som vi vet hur skogsbruket och andra näringar kommer att påverkas.

Läs mer på www.vattenmyndigheterna.se och Vatteninformationssystem Sverige (www.viss.lst.se).

Hydrologin i skogslandskapet

En stor del av nederbörden avdunstar från vegetationen p.g.a. interception och transpiration. Resterande delen passerar oftast marken innan vattnet rinner ut i vattendrag och sjöar. Endast under speciella förhållanden rinner nederbörden av på markytan. Passagen genom marken påverkar vattnet och marken på flera sätt.

Utlakningen är slutresultatet av flera processer i ekosystemet; tillförsel genom deposition, gödsling, förfall m.m., fastläggning i mark eller vegetation, frigörelse genom mineralisering, erosion eller markkemiska processer och möjlighet till transport via vatten och vind. Utlakningen (=koncentration $\times$ avrinning) kan anges i kg per hektar och år. Utlakningen ökar om antingen koncentrationen av ett ämne eller avrinningen av vatten ökar, eller om båda ökar. Här beskriver vi kortfattat några egenskaper hos mark och vatten som har betydelse för hur skogsbruk påverkar vatten.

Hydrologi är läran om vattnet på jordens landområden, dess kretslopp, förekomst, fördelning och beskaffenhet.

Avrinningsområdet

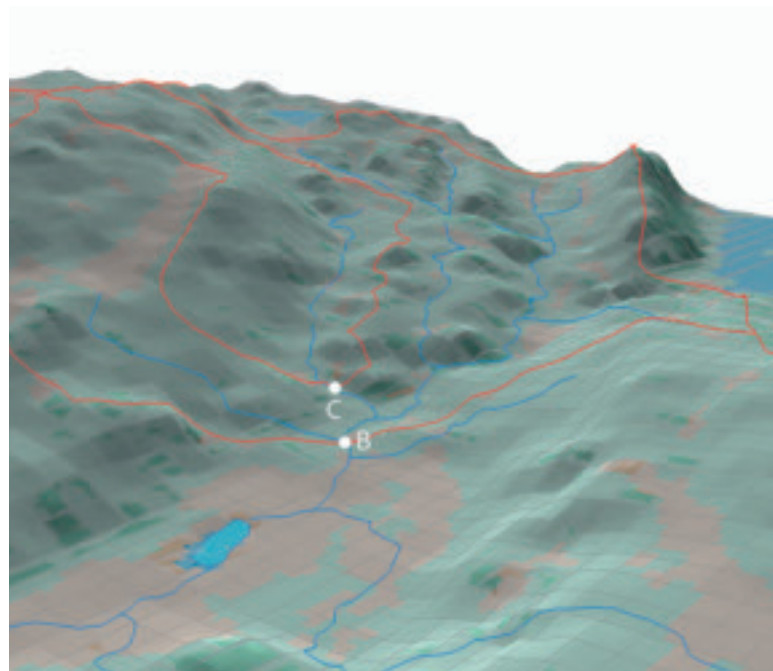
Då man planerar för vatten är avrinningsområdet den lämpligaste geografiska enheten att utgå ifrån. Avrinningsområdet är det område som avvattnas ovanför en sektion i ett vattendrag. Vattnets sammansättning och volym i den sektionen är resultatet av de meteorologiska, geologiska och biologiska förhållandena samt all markanvändning i avrinningsområdet uppströms denna sektion (Figur 7). Vattendelaren är avrinningsområdets yttre gräns. SMHI har delat in Sverige i 119 huvudavrinningsområden och ca 12 000 delavrinningsområden (www.smhi.se).

Vattenbalansen

Vattenbalansen beskriver vattnets kretslopp för ett system, exempelvis ett avrinningsområde eller en skog. Vattenbalansen skrivs $R=P-ET-\Delta S$. Avrinningen (R, runoff) är nederbörden (P, precipitation) minus avdunstningen (ET, evapotranspiration) och



Figur 7. Den översta kartan visar tre avrinningsområden som har sina utlopp i A, B och C. Ju längre ner i flodsystemet som man rör sig (C $\rightarrow$ B $\rightarrow$ A), desto större blir avrinningsområdet. Vattendelarna har bestämts utifrån topografin och skär höjdkurvorna i 90 graders vinkel (se den nedre kartan som visar vattendelarna för område B och C). Den 3-dimensionella kartan har skapats av Jakob Nisell, SLU.





Figur 8. I det permanenta utströmningsområdet täcks marken av fuktälskande arter t.ex. olika mossor.

ändringen i vattenmagasinen (ΔS , storage), d.v.s. sjöar, markvatten, grundvatten, snö och is. I Sverige varierar årsnederbörden vanligtvis mellan 500–1200 mm, avdunstningen mellan 300–500 mm och avrinningen mellan 100–700 mm om man undantar fjällen [107]. Vattenmagasinet i marken finns i porsystemet mellan jordpartiklarna. Förmågan att binda eller att hålla vatten, varierar mellan olika jordar. Finkorniga jordar har en större förmåga att binda vatten än grovkorniga jordar. Markens vattenhållande förmåga ökar med ökande innehåll av organisk substans. Porens storleksfördelning och den sammanlagda porvolymen, d.v.s. utrymmet mellan partiklarna, bestäms både av markens textur (kornstorleksfördelning) och om jordarten är sorterad eller ej. Porositeten i mineraljord är stor och varierar vanligtvis mellan 30–60 %. Det innebär att markens översta meter kan lagra 300–600 mm (300–600 liter vatten per kvadratmeter). I torv är

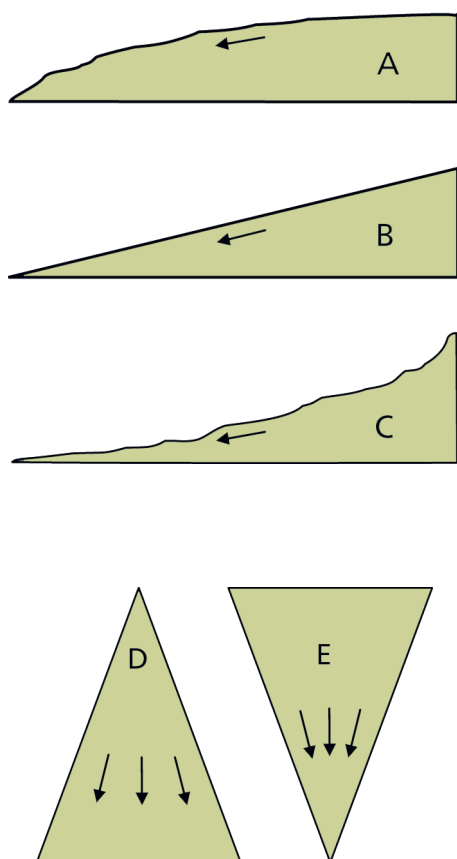
porositeten ännu större, vanligtvis runt 90 %. Vattenmagasinen har betydelse för avrinningens variation under året, men har liten betydelse för den årliga avrinningen.

Markvatten är vatten i markens omättade zon ovanför grundvattenytan, där markens porer innehåller både vatten och luft.

Grundvatten

I lösa jordlager som exempelvis morän, men undantaget rullstensåsar och sedimentmarker, följer grundvattenflödet i stort sett markytans topografi (Figur 7). Med hjälp av en topografisk karta kan man därför identifiera avrinningsområden och få en god bild av hur grundvattnet rör sig, d.v.s. vinkelrätt mot

höjdkurvorna [33]. I landskapet sker inströmning på lokala höjder och utströmning i lokala svackor. I inströmningsområdena fylls grundvattenmagasinet huvudsakligen på och i utströmningsområdena tappas grundvattenmagasinet av till sjöar, vattendrag och sanka partier. Med hjälp av topografin och markvegetationen kan man känna igen permanenta utströmningsområden (Figur 8). I dessa områden hittar man fuktälskande arter som vitmossor. Utströmningsområdenas totala utbredning varierar över tiden beroende på grundvattennivån. Då grundvattennivån stiger i samband med kraftiga regn eller snösmältning ökar utströmningsområdenas utbredning.



Figur 9. I en konvex sluttning (A) dräneras vattnet lättare än i en plan (B) eller konkav sluttning (C). Risken för försumpning är störst i en konkav sluttning som smalnar av neråt (C+E). I en konvex sluttning som ökar i bredd är möjligheten till dränering bäst (A+D). Baserad på Grip och Rodhe [33].

Grundvatten är vatten i markens mättade zon där markens porer är helt fyllda med vatten.

Grundvattnet strömmar utmed sluttningarna på grund av gravitationen. Hur sluttningen lutar, d.v.s. om den är konvex, plan eller konkav påverkar hur mycket grundvatten som kan transporteras i marken i sluttningen (Figur 9). Sluttningens bredd påverkar också grundvattenflödet. I en sluttning som blir bredare och bredare neråt kan vattnet dräneras lättare än då sluttningen smalnar av. Grundvattenflödet påverkas inte bara av grundvattenytans lutning. Markens vattenledande förmåga är också viktig. Ett sandsediment har exempelvis hög vattenledande förmåga medan en lerrik mark har låg vattenledande förmåga. I moräner avtar markens vattenledande förmåga med ökande markdjup. Mårsikt, som bildas i barrskog, rotkanaler, maskgångar och frostsjutning bidrar till att porositeten, och därmed även den vattenledande förmågan, är högst ytligt i marken. Det innebär att grundvattnet kan röra sig mycket snabbare i ytliga markskikt än på större jorddjup. En stor del av bäckarnas årsavrinning består av grundvatten som transporterats ytligt i marken. Grundvattnet strömmar även i sprickor i berggrunden, men det går inte att ge lika enkla regler för hur strömningen sker där, som för markens lösa jordlager.

Ytvatten är vattendrag, sjöar och hav .

Vattendrag

Då grundvattnet rinner ut ur marken hamnar det i vattendrag och sjöar och blir ytvatten. Även i samband med kraftiga regn och snösmältning domineras vattentillförseln till vattendrag av grundvatten. Grundvattnets flödesvägar i den bäcknära zonen är då mycket ytliga och mer eller mindre horisontella. Endast en liten del av avrinningen består av vatten som aldrig passerat marken. I vattendrag påverkas vattentemperaturen bl.a. av det utträngande grundvattnets temperatur, avståndet till uppströms sjö, uppehållstiden i vattendraget och den strandnära vegetationens

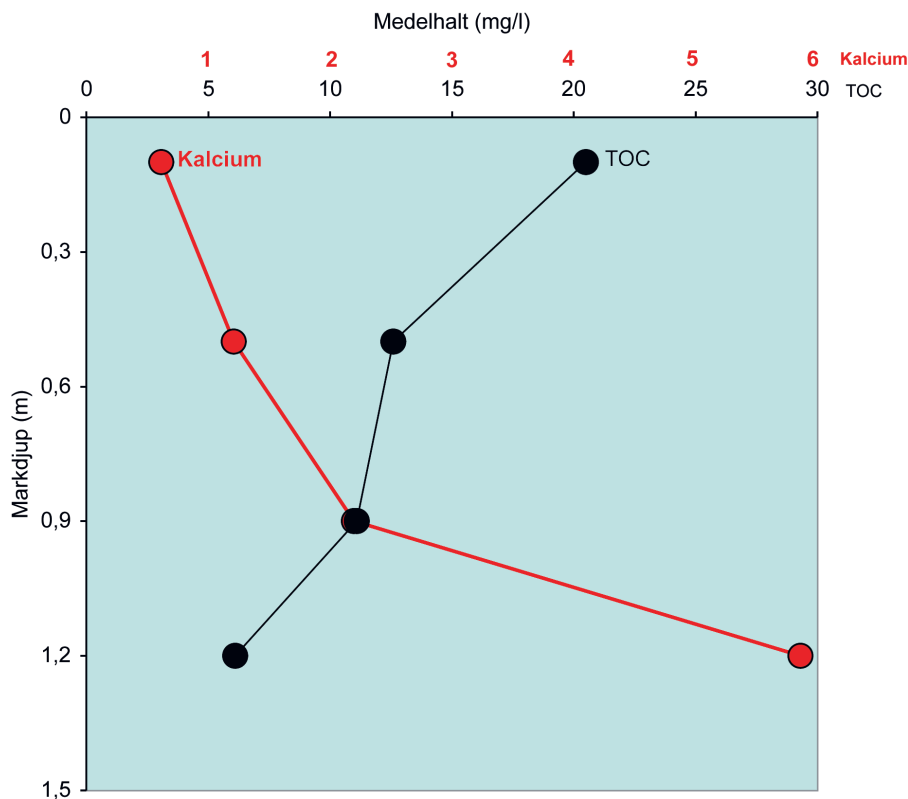
beskuggning. I större skala är höjden över havet, latituden och årstiden viktiga faktorer. Tillförsel av olika ämnen till ytvatten sker till betydande del i löst form antingen via grundvattnet, vilket är det vanligaste, eller direkt med nederbörden. Tillförseln direkt via nederbörden har betydelse främst för sjöar, där sjön utgör en betydande del av avrinningsområdet, eller under extrema nederbördstillfällen då utströmningsområdena är vattenmättade. Områdena närmast vattendraget kan fungera som ett fysiskt filter för partiklar som transporteras dit från närliggande områden via vind och vatten [11, 86].

Utströmningsområdena har stor betydelse för det utströmmande grundvattnets kemi och därmed även vattendragets kemi. Fysiska och kemiska störningar i utströmningsområdena, exempelvis till följd av körning, markberedning och gödsling, utgör därför en stor risk för att ytvattenmiljön ska påverkas negativt. Grundvattenkemin i den bäcknära zonen varierar med markdjupet (Figur 10). Halten av humusämnen avtar t.ex. med djupet medan halterna av kalcium

och magnesium ökar. Vid höga flöden är tillförseln av ytligt grundvatten stor till vattendragen [13]. Då blir det avrinnande vattnet ofta surare p.g.a. höjda humusämneshalter och sänkta kalciumhalter. Detta brukar kallas för surstöt och är huvudsakligen ett naturligt fenomen, men det påverkas även av nederbördens surhet.

När grundvattnet tränger fram ur marken har det ofta låga syrgashalter och är rikt på koldioxid (kolsyra), vilket gör det reducerande och surt. Många ämnen, bl.a. järn, har därför högre löslighet i grundvattnet än i ytvatten. I bäckkanten tillförs syre från luften och koldioxiden vädras ut, vilket minskar järnets löslighet. Järnet kan fällas ut i form av gulröd järnockra. (Under reducerande förhållanden förekommer exempelvis järn som Fe^{2+} och under oxiderande förhållanden som Fe^{3+} . Den reducerade formen, Fe^{2+} , är löslig i vatten medan den oxiderade formen fälls ut.)

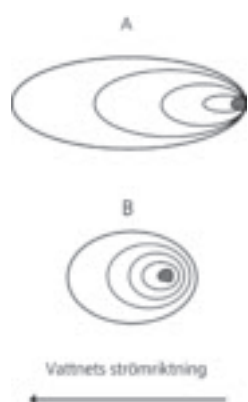
I områden där grundvattnet har höga kalciumhalter kan kalk fällas ut. Sådana processer kan vanligtvis



Figur 10. Halten humusämnen (mg TOC/l) och kalcium (mg/l) i grundvattnet på olika markdjup (0,1–1,2 m) i ett utströmningsområde i Kindla, Lindesbergs kommun. Grundvattenrören är placerade 20 cm från bäcken. Data från SLU, Naturvårdsverkets nationella miljöövervakning (Integrated Monitoring).

bara iakttas i samband med låga vattenflöden eftersom utfälld järnockra/kalk eroderas och transporteras bort i samband med höga vattenflöden. Både lösta ämnen och partiklar transporteras nedströms. Hur långt de når bestäms av många kemiska, fysikaliska och biologiska processer. Vissa ämnen, t.ex. natrium och klorid, når förr eller senare ända fram till havet. Andra ämnen, t.ex. nitrat, tas upp av växtligheten, avges till luften eller omsätts på annat sätt.

Vattnets flödes hastighet är en viktig faktor som påverkar de kemiska, fysikaliska och biologiska förutsättningarna i vattendraget. I stråkande (turbulent forfarande) vatten sker ett snabbare utbyte av gaser (syre och koldioxid) mellan vatten och atmosfär jämfört med i strömmande partier eller i sjöar (Figur 11). Denna skillnad är särskilt uttalad vintertid då sjöarna vanligtvis är isbelagda, vilket motverkar ett effektivt gasutbyte. Rörelseenergin i stråkande vatten kan dels ge upphov till erosion, dels hålla partiklar svävande i vattnet långa sträckor. I strömmande partier nedströms, där rörelseenergin inte är tillräcklig för att hålla partiklarna svävande, kan bottenarna slamma igen. Det försämrar levnadsförhållandena för många bottenlevande djur, fiskom m.fl. Strömmande vatten för också med sig mängder med frön och andra växtdelar. Denna spridningsprocess (hydrokori) har betydelse för sammansättningen av växtarter på stränderna längs vattendrag. Vissa växtarter har frön som är särskilt anpassade till att spridas med just vatten.



Figur 11. Genom att titta på ringarna som bildas när man kastar en sten i ett vattendrag kan man ta reda på om vattnet är stråkande (A) eller strömmande (B). Forsar är exempel på stråkande vatten och sel är exempel på strömmande vatten.

Sjöar med kort omsättningstid reagerar snabbare och tydligare på förändringar i avrinningsområdet än sjöar med lång omsättningstid. Sjöar med kort omsättningstid är därför känsligare för utlakning av slam, humus- och näringsämnen till följd av skogsbruk.

Sjöar

När vattendrag mynnar i sjöar minskar flödes hastigheten. Det innebär bl.a. att tyngre partiklar sedimenterar till botten. Dessutom får en mängd fysikaliska, kemiska och biologiska processer längre tid att verka, vilket antingen minskar eller ökar deras betydelse beroende på process. Hur stor denna påverkan blir avgörs av hur länge vattnet i genomsnitt stannar i sjön, d.v.s. sjöns omsättningstid. I små sjöar med stora avrinningsområden kan omsättningstiden vara någon dag, vilket medför att sjövattnets egenskaper inte nämnvärt skiljer sig från tillflödenas. I stora sjöar med små avrinningsområden kan däremot omsättningstiden vara flera år (t.ex. 66 år för Vättern [107]) och sjövattnets egenskaper kan väsentligt avvika från tillflödenas.

I sjöar varierar temperaturen med vattendjupet. Vattnet i sjöar är temperaturskiktat och de olika vattenskikten blandar sig inte med varandra. På vintern återfinns det varmaste och tyngsta vattnet (ca 4°C) vid botten, vilket gör att sjöar inte bottenfrysar. I samband med snösmältningen kan kallt (ca 0°C) och surt vatten lagras in under isen, vilket missgynnar surhetskänsliga djur som lever på grunda bottenar. På sommaren är temperaturskiktningen den omvända med det varmaste vattnet vid ytan. Det krävs mycket vindenergi för att blanda om det varma och kalla vattnet. I djupa sjöar blandas ytvattnet med bottenvattnet enbart vår och höst. Då utjämnas vattentemperaturen över hela vattendjupet. I grunda sjöar kan det ske varje gång det blåser upp eftersom temperaturskillnaden mellan yt- och bottenvatten vanligtvis är liten. Temperaturförhållandena i sjöar påverkar de fysikaliska och kemiska förhållandena vilket har stor inverkan på sjöarnas ekologi.

Vattenlevande organismer

I skogssjöar är produktionen av växtplankton vanligtvis låg, dels på grund av att fosforhalten är låg, dels på grund av att ljuset absorberas av de gulbruna humusämnen som tillförts från marken. Näringskedjan i sådana sjöar byggs vanligtvis upp av bakterier som har humusämnen som näringskälla. Dessa bakterier äts av djurplankton och bottenlevande djur som i sin tur äts av fisk. Fisken i bruna sjöar byggs alltså upp av näringsämnen och organiskt material från skogen och skogsmarken. I klara eller mer näringsrika vatten är växtplankton basen för näringskedjan och kopplingen till skogen mindre uttalad (se Alger, mossor och högre växter sid. 21).

Även i skogsbäckar sker den huvudsakliga tillförseln av näring till bottenfaunan (bottenlevande

smådjur) och fisk från den omgivande skogen. Blad, barr och grenar, insekter m.m. ramlar ned i vattnet, transporteras med strömmen, bryts ner av svampar och bakterier och blir till föda för bottenfaunan.

Bottenfaunan utgör i sin tur en viktig födokälla för fisk och fyller därmed en betydelsefull plats i näringsväven. Växtproduktionen i bäcken är vanligtvis låg eftersom trädskronornas skugga begränsar tillväxten. På hyggen utan en trädbevuxen kantzon mot vattnet får ljuset tillträde och kärlväxter, påväxtalger, mossor m.fl. får bättre möjlighet att etablera sig. Tillförseln av näring domineras ändå av förnafall från uppströms liggande områden. Även i skogsbäcken är fisken i huvudsak uppbyggd av näring från skogen (Figur 12).



Illustration: A. Marconi.

Figur 12. I skogsbäcken får fisken en stor del av sin näring från skogen; blad, barr, grenar och insekter m.m.

Alger, mossor och högre växter

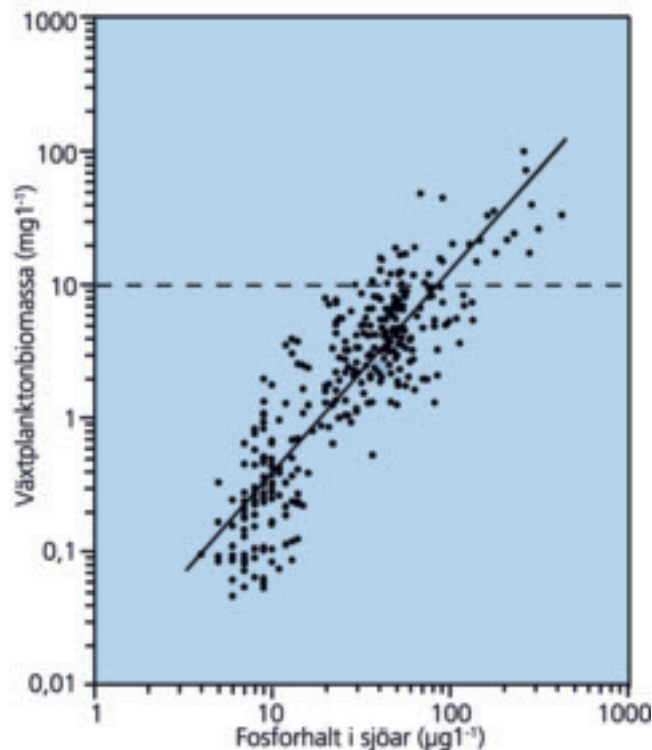
Alger utgör viktiga primärproducenter i många ytvattensystem. De är alltså inte beroende av organiskt material för sin tillväxt eller förökning. Algernas tillväxt begränsas istället av temperatur, mängden ljus och näringsämnen, strömhastighet (i vattendrag) och betningstrycket från djur (Figur 13). Mikroalger kan förekomma friflytande i vattenmassan, framförallt i sjöar eller fastvuxna på någon form av substrat, d.v.s. underlaget eller materialet som olika organismer växer på, t.ex. stenar, död ved och levande växter. Makroalger däremot sitter oftast fast på någon form av substrat och förekommer vanligen i form av långa trådar eller små buskar. Den största förekomsten av alger finner man där ljustillgången är god, vilket i vattendrag innebär sträckor med liten beskuggning.

Mossor förekommer i stor utsträckning i beskuggade vattendrag med stabilt bottensubstrat, såsom stora stenar eller block. Vissa arter är anpassade till flödesmässigt stabila miljöer och andra arter till mer variabla miljöer. Mossor är viktiga habitat (livsmiljöer) för många bottenlevande smådjur eftersom mossorna utgör ett skydd.

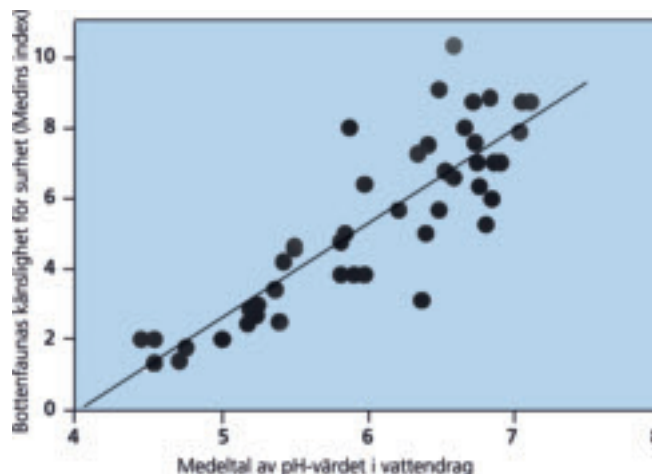
Högre växter (makrofyter) växer främst i områden med låg strömhastighet (i vattendrag) och i vindskyddade delar av sjöar. Makrofyter behöver i de flesta fall ett stabilt bottensubstrat där rötterna kan få fäste. Samtidigt kräver de mycket ljus, vilket innebär att de inte trivs i beskuggade vattendrag eller vatten med stora mängder suspenderat material eller hög halt av humusämnen.

Bottenfauna

Bottenfauna, d.v.s. bottenlevande smådjur, utgör ett mångformigt samhälle av organismer i sötvatten och deras livsförutsättningar varierar mycket mellan olika organismgrupper. Några av de vanligaste organismgrupperna är sötvattensskalster, virvelmaskar, fåborstmaskar, rundmaskar, snäckor, musslor, iglar, kräftdjur och insekter. Insekterna kan ytterligare delas upp i t.ex. tvåvingar, skalbaggar, skinnbaggar, dagsländor, bäcksländor, nattsländor, trollsländor och vattennätvingar. Bottenfaunan livnär sig på många sätt i ett vattendrag, t.ex. som betare (av påväxtalger), fragmenterare (sönderdelar löv och annat dött,



Figur 13. Växtplanktonbiomassan i sjöar styrs i hög grad av fosforhalten (totalfosfor). Då växtplanktonbiomassan överstiger 10 mg l^{-1} (streckade linjen) anser vi vanligen att det är kraftig algblooming. Omarbetad figur från Andersson och Willén [5].



Figur 14. Bottenfaunans sammansättning är kopplad till pH-värdet i vattendrag och i sjöars strandzoner (littoralen). Omarbetad figur från Johnson m.fl. [48].

organiskt material), filtrerare (filtrerar ut födopartiklar ur vattenmassan) och rovdjur. Eftersom olika bottenfaunaarter föredrar olika fysiska och kemiska förhållanden är deras förekomst bra indikatorer på mänsklig påverkan såsom förurning, övergödning, igenslamning, låga syrgashalter m.m. (Figur 14).

Snäckor är vanliga både i sjöar och i vattendrag. De flesta arter kräver relativt höga halter av kalciumkarbonat för att bygga upp skalet och är därmed känsliga för förurning. Man hittar de flesta snäckor på grunda vatten där de betar påväxtalger från stenar, sand eller större växter (makrofyter). Snäckorna kan delas upp i två huvudgrupper; lungsnäckor och framgälade snäckor. Eftersom lungsnäckorna andas luft tål de låga syrgashalter i vattnet till skillnad från framgälade snäckor som tar sitt syre direkt ur vattnet.

Musslor behöver också kalciumkarbonat till sitt skal. Stormusslorna lever delvis nedgrävda i sedimentet där de ligger och filtrerar sin föda från det förbipasserande vattnet. Stormusslorna är känsliga för igenslamning av botten. Flodpärlmusslan lever i kalkfattiga och klara vattendrag där botten består av sand, grus eller sten. Lax eller öring fungerar som värddjur för flodpärlmussel-larverna. Efter att larverna har levt som parasiter på fisk i knappt ett år och därefter i flera år nere i vattendragets grusbotten utvecklas de till vuxna individer. Klot- och ärtmusslorna är små bottenlevande filtrerare som är känsliga för föroreningar, men klarar sura förhållanden bättre än stormusslorna.

Sötvattensgråsuggan är mycket vanlig i mindre permanenta vattensamlingar och i vattendrag. Den livnar sig mestadels på ruttande växtdelar och klarar sig under de flesta förhållanden, i allt från sura skogsbäckar till kraftigt övergödda vatten.

Sötvattensmärlan äter mest löv och ruttande växtdelar, s.k. detritus. Den finns både i lugn- och snabbflytande vattendrag samt i sjöar. På många ställen är den ett av de vanligaste djuren, men den är känslig för både låga pH-värden och höga näringshalter.

Tvåvingarna, t.ex. myggor och flugor, är den mest variationsrika insektsgruppen i sötvatten. Vissa grupper är helt

hänvisade till rinnande vatten, medan andra finns i både sjöar och vattendrag. Det är larverna som är vattenlevande, medan de vuxna djuren lever på land. Gruppen tvåvingar finns representerade i nästan alla typer av livsmiljöer. Vissa grupper livnar sig mestadels på att filtrera ut födan ur vattnet, t.ex. knott, medan exempelvis många fjädermyggor samlar föda från botten.

Skalbaggar kan också vara vattenlevande. De är vanligast i sjöar och dammar, men man kan även hitta dem i vattendrag. Dykarna är stora rovdjur, där både larven och de vuxna skalbaggar lever i vatten. De vuxna dykarna är duktiga flygare som förflyttar sig mellan olika vattensamlingar. För att de ska kunna andas under vattnet har de luft med sig under bak-kroppen. Virvelbaggar simmar runt vid ytan, framförallt på sjöar. De lever på mygg-larver och annat som de dyker ner till botten och fångar. I riktigt sura vatten där en stor del av fiskfaunan saknas kan virvelbaggar och buksimmare uppträda i stora antal.

Bäcksländornas larver finns mestadels i rena, klara och kalla vattendrag och till viss del i sjöar. De flesta arter är inte känsliga för låga pH-värden, men däremot för låga syrgashalter. De lever till största delen i steniga och snabbt rinnande bäckar och åar och livnar sig antingen på rov eller som detritusätare. De vuxna individerna lever på land, precis som dagsländor och nattsländor.

Dagsländornas larver lever enbart i rinnande vatten, på stenar, på makrofyter, eller nedgrävda i sedimentet. De livnar sig mestadels på påväxtalger och findetritus, men en del arter är rovdjur. De flesta arter är mer eller mindre känsliga för låga pH-värden (med några undantag), medan känsligheten för låga syrgashalter varierar kraftigt mellan olika arter.

Nattsländor är den grupp sländor som inbördes skiljer sig mest åt. De kan generellt delas upp i husbyggare och frilevande nattsländor. Nattsländor finns i de flesta sötvattenshabitat och inom gruppen är de flesta sätt att finna föda representerade. En del nattsländor spinner fångstnät där de fångar olika mikroorganismer, medan andra betar alger, äter detritus eller livnar sig på rov.

Fisk

Fisk finner man i princip i samtliga skogsvattendrag som är vattenförande året om. Faktorer som begränsar förekomsten av fisk i vattendrag är substratkvaliteten, uttorkning, bottenfrysning, höga vattentemperaturer, låga syrgashalter, höga halter slam och humusämnen, låga pH-värden och höga halter oorganiskt aluminium. De vanligaste fiskarterna i skogslandskapets strömmande vatten är öring, stensimpa, bergsimpa, elritsa, lax, harr, flod- och bäcknejonögon och amerikansk bäckröding. I mer lugnflytande delar av vattendraget finner man gädda, abborre, mört, ål och lake. Generellt sett är skogsbäckarna artfattiga när det gäller fisk. Större vattendrag och vattendrag som ligger nära sjöar hyser oftast fler arter än små bäckar belägna långt från sjöar. De flesta fiskarterer förflyttar sig i vattensystemet för att söka föda, leka och fly ogynnsamma miljöförutsättningar (t.ex. höga temperaturer och för höga eller låga flöden). Antalet arter är generellt sett högre i lugnt flytande partier än på snabbt strömmande sträckor. Sträckor med lövvegetation närmast vattendraget hyser fler arter än sträckor med barrvegetation. De flesta arter som håller till på sträckor med strömmade vatten söker skydd bakom stenar, rötter eller större grenar i strandkanten eller längre ut i vattendraget. Nedan följer en kort beskrivning av ekologin för några av de vanligaste fiskarna i ett skogsvattendrag [20].

Öringen förekommer i skogsvattendrag över hela landet. En del öringar lever hela sitt liv i skogsbäcken, medan andra vandrar ut till en älv, sjö eller till havet. Öringen leker på hösten på grus- eller stenbottnar i strömmande delar av vattendraget. Honan begraver rommen, som kläcks först till våren. För att de kläckta ynglen ska överleva de tre till fyra veckor som de tillbringar i bottensubstratet, är det viktigt att botten är stabil och väl syresatt. De unga öringarna övergår därefter till att försöka försvara den utvalda ståndplatsen där strömhastigheten och förhållandena för att fånga föda är optimala. Öringens föda består till största delen av insekter som driver förbi ståndplatsen. För öringen är bra ståndplatser viktiga, som skydd mot vattenströmmen och mot rovdjur.

Stensimpa och bergsimpa är två släktingar som är vanliga i skogsvattendrag, framför allt i steniga vattendrag. Bergsimpan återfinns oftast på högre höjd över havet än stensimpan. De lever ofta åtskilda. Simporna är anpassade till områdena i vattendraget med hög strömhastighet och mycket vattenrörelser. Eftersom de saknar simblåsa kan de hålla sig fast vid underlaget med hjälp av vattenströmmen och bukfenorna. De lever nära botten och livnär sig på bottenlevande smådjur av olika slag. Simporna leker på senvåren, efter vårfloeden, och äggen läggs på botten-substratet i hålor eller mellan stenar.

Elritsan är en liten karpfisk som finns i nästan hela Sverige. Den trivs bäst i klart, svagt strömmande vatten där botten utgörs av sand eller grus. Elritsan är mycket känslig för låga pH-värden och höga halter aluminium (se Surhet sid. 25 och Aluminium sid. 27). Den äter vatten- och luftlevande insekter, kräftdjur, maskar, fiskrom och fiskyngel. Den leker på senvåren på grusbottnar, där romkornen klibbar fast på gruset.

Harr är en fisk som man huvudsakligen finner i norra Sverige i kalla, klara och väl syresatta vatten. Den finns i både strömmande vatten, älvar och sjöar. Harren leker på våren i svagt strömmande vatten på botten som till största delen består av sand, sten eller grus. Rommen kläcks efter några veckor och harr ynglen vandrar då ut till större älvar eller sjöar. Harren livnär sig på bottenfauna, såsom nattsländor och maskar, samt på rom och yngel.

Flod- och bäcknejonögon är broskfiskar och tillhör gruppen rundmunnar. Nejonögat lever i vattendrag, nedgrävda i sandbottnar. Där livnär den sig genom att skrapa och filtrera fram alger, bakterier och smådjur. Nejonögat lever så i tre till fem år innan den leker på våren. Om den får möjlighet kan den vandra ut till havet eller större insjöar där den ändrar sitt födobeteende och äter maskar, kräftdjur och rom.

Viktiga faktorer för vattenorganismernas livsmiljö

Ljusinstrålning

I skogsvattendrag är oftast delar eller hela vattenytan beskuggad. Ökad ljusinstrålning, t.ex. efter slutavverkning, ökar mängden vattenvegetation, speciellt mängden fintrådiga alger [83]. Ökad ljusinstrålning ger vanligen upphov till högre vattentemperaturer, bättre sikt och mer skyddande vattenvegetation som gynnar vissa arter såsom gädda och abborre. Variationen i vattentemperatur är betydligt lägre för ett vattendrag omgivet av skog än för ett vattendrag utan beskuggning, t.ex. efter avverkning [11]. Inströmning av grundvatten påverkar också bäckvattnets temperatur [83] (se Vattentemperatur sid. 38). Hos insekter är många faktorer såsom tillväxthastighet, antalet generationer per år och de vuxna individernas storlek kopplat till vattentemperaturen. Höga partikelhalter i vattnet försämrar ljusklimatet vilket i sin tur minskar primärproduktionen i vattendraget.

Syrgashalt

Vattentemperaturen och tillförseln av organiskt material påverkar syrgashalten i vattnet. Lösligheten för syrgas minskar med ökande vattentemperatur. Låg syrgashalt kan vara en förklaring till att vissa organismer inte hittas i vatten med hög temperatur. Vid stigande temperatur löser vattnet mindre syrgas, samtidigt som t.ex. fisk och insekter ökar sin ämnesomsättning och respiration (cellandning) och därmed sitt behov av syre. I ogynnsamma fall går balansen inte ihop och då dör organismerna på grund av syrebrist.

Syrgashalten minskar även vid nedbrytningen av organiskt material. Om stora mängder förna faller ner i ett vattendrag då vattenflödet är lågt kan syrgashalten sjunka till kritiska nivåer för organismerna. Slutavverkning och markavvattning ökar ofta tillförseln av organiskt material vilket kan påverka syrgasförhållandena (se Slutavverkning sid. 36 och Markavvattning sid. 45). Vid upparbetning av träd ska man se till att merparten av avverkningsresterna (grenar och barr) hamnar på land och inte i vattendragen.

Syrgashalten kan även sjunka om vattendraget täcks av is under långa perioder. I bakvatten med dålig cirkulation och i täta vegetationsbestånd kan syrgashalten sjunka kraftigt under sommarmånaderna.

Syrgasbrist kan också uppträda på djupa bottnar i skogssjöar där organiskt material ackumuleras och bryts ner. Dessa sjöar har förhållandevis korta perioder av cirkulation, långvariga och stabila temperaturskiktningar och är istäckta under långa perioder. Detta bidrar också till dåliga syrgasförhållanden.

Vattenflöde

Flödeshastigheten är viktig för många vattenlevande smådjur eftersom vattenmassans rörelse gör att den kontinuerligt syresätts och för fram födopartiklar. Flödesregimen, d.v.s. hur avrinningen varierar under året, påverkas av storskaliga faktorer såsom klimat och avrinningsområdets morfologi och geologi.

Slutavverkning och markavvattning är skogsbruksåtgärder som påverkar avrinningen (se Slutavverkning sid. 36 och Markavvattning sid. 45). Trots den vanligtvis låga primärproduktionen i skogsbäckar kan produktionen av bottenfauna och fisk vara hög. Orsaken till detta är att näring i form av dött och levande organiskt material kontinuerligt tillförs från skog och mark i uppströms liggande områden. I rinnande vatten och efter vindexponerade stränder kan vattnets rörelse innebära att många organismer har svårt att hålla sig kvar, gå eller simma mot strömmen. Flodpärlmusslan är ett undantag i det avseendet. Dess larver transporteras uppströms sittande på öringens gälar och många insekter flyger uppströms för att lägga sina ägg. Transporten uppströms är en förutsättning för att dessa organismer ska förekomma i strömmande vatten.

Dämmen påverkar förhållandena för de strömlevande organismerna både uppströms och nedströms hindren. Vattenhastigheten förändras i vattendraget och när vattnet stannar upp sedimenterar mycket av det grövre material som transporteras i vattnet. Är dammen stor kan vattentemperaturen förändras med varmare vatten vid ytan och kallare vatten djupare ner. Om en damm fångar upp stora mängder partikulärt material blir vattnet nedströms näringsfattigare. Vid botten i dammen kan förhållandena bli syrefattiga om stora mängder partiklar med hög organisk halt ackumuleras och bryts ner. Död ved kan skapa höljor och dämmen som kan utgöra viktiga ståndplatser vid fiskens födosök. Särskilt laxfiskars tillväxt och överlevnad gynnas av sådana habitat. Genom att uppehållstiden för organiskt material ökar i vatten-

draget, kan även produktionen av t.ex. insekter öka. Detta gynnar rovdjur såsom fisk som livnär sig på bottenfauna.

Substrat och näring

Substratet är underlaget eller materialet som olika organismer lever på eller i. Bottensubstratets storleksfördelning är i vattendrag starkt kopplat till flödes hastigheten, och i sjöar strandens exponering för vågor. Många insektslarver och andra smådjur är i huvudsak bundna till vissa storlekar på substratet (t.ex. finsediment, småsten, grova block). Om substratstorleken förändras, så får man också en annan fauna. Även fisk, såsom öring, är beroende av specifika storlekar på bottenmaterialet vid lek. Bottensubstratets stabilitet, d.v.s. om substratet förändras över tiden eller eroderar bort, och heterogenitet, d.v.s. hur variabelt substratet är med avseende på storlek och form m.m., är också viktiga faktorer för diversitet och biomassa hos bottenlevande smådjur. Det artfattigaste substratet är sand, som generellt har både låg heterogenitet och stabilitet. Habitatstabiliteten såväl som artdiversiteten samt biomassan ökar med ökande inslag av större partiklar som sten och block. Antalet individer och biomassan av insekter ökar när mängden organiskt material ökar.

Fysiska ingrepp i vattenfåran som flottningsrensningar, dämningar och regleringar har påverkat vattensystemens substrat och vattenflöde över stora områden. Detta har i sin tur haft negativa effekter på många grupper av organismer, t.ex. fisk. Åtskilliga av ingreppen har koppling till skogsbruk, men de allra flesta är av gammalt datum och inte förknippade med dagens verksamhet.

Igenslamning

I samband med slutavverkning, markberedning, markavvattning och körning i terräng ökar risken för att partiklar ska transporteras ut i vattendragen och försämma botten substratet genom sedimentation. Sedimenterat finmaterial kan täcka och täppa igen porerna i botten substratet. En ökad tillförsel av partiklar, framförallt oorganiskt material, påverkar bottenfaunan i ett vattendrag negativt. Bottenfauna produktionen minskar, individtätheten blir lägre och antalet arter minskar. De botten djur som missgynnas mest av sedimentation av oorganiskt material är

filtrerande djur som musslor och vissa nattsländor samt djur med stora gälar, t.ex. dagsländor. Suspenderat material sätter igen botten djurens fångstnät och filteranordningar. Öringens lekbottnar försämmas och små organismer kan inte ta sig in i hållrummen mellan gruskorn och småstenar. Det sedimenterade materialet kan även begrava fastsittande organismer. Fiskens syreupptagande förmåga minskar om gälarna sätts igen av suspenderat material.

Död ved

Träd som faller ner i vattendrag bildar s.k. död ved. Död ved har mycket stor betydelse både för de fysiska förhållandena i ett vattendrag och för organismer som lever där [11]. Död ved som ligger i vattnet håller kvar organiskt material och skapar en ökad habitatdiversitet genom att påverka flödes hastigheten. Den döda veden kan skydda strandzonen och botten substratet i vattendraget från erosion. Både vattenfåran och strandzonen blir därigenom mer stabil. Genom att lämna trädbevuxna kantzoner längs ytvatten vid slutavverkning kan tillförseln av död ved till vattendragen upprätthållas tills det nya beståndet börjar bidra med fallande träd och grenar.

Strandvegetation

Strandvegetationen är mycket viktig både som näringskälla och substrat. Strandvegetationen skapar även livsmiljöer både i sjöar och vattendrag, t.ex. runt undervattensrötter, och fyller en ekologiskt viktig funktion som svärms- och äggläggningsplats för vattenlevande insekter. Genom att vara uppmärksam på var vattnen är lokaliserade i landskapet och vara extra försiktig då man utför skogsbruksåtgärder i närhet av vattnen skyddar man strandmiljön.

Surhet

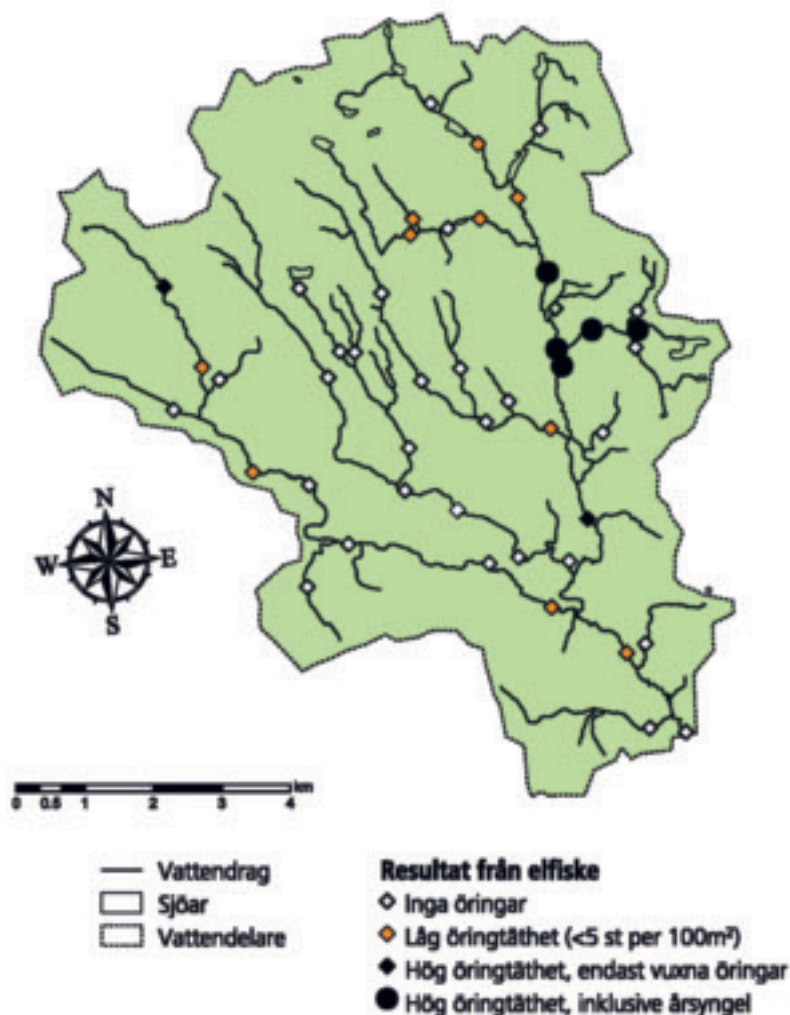
Många organismer missgynnas av låga pH-värden och förekommer inte i sura vatten oavsett om de är naturligt sura eller mänskligt försurade. Lax och mört har t.ex. svårt att klara sig i vatten med pH-värden under 6 medan andra fiskarter som öring och abborre är betydligt tåligare. Även bottenfauna och påväxtalger är olika känsliga för surhet (Figur 14). Man har kunnat rekonstruera den historiska pH-utvecklingen i sjöar genom att analysera hur t.ex. kiselalgers artsammansättning

varierar med djupet i bottensedimenten [89]. Sådana studier har visat att det finns både mänskligt försurade och naturligt sura vatten i Sverige. I riktigt sura vatten kan nedbrytningen av organiskt material vara långsam p.g.a. att många av de djur som vanligtvis sönderdelar växt- och djurresterna (detritus) är få eller saknas.

Ett lågt pH-värde kan i sig utgöra en stressfaktor för organismerna särskilt då pH-värdena blir lägre än 5,5. Under sådana förhållanden kan fisk- och insektsägg dö på grund av att proteiner i dem förstörs. Oftast är dock pH-värdet bara ett indirekt mått på andra fakto-

rer som påverkar organismerna. Vid låga pH-värden är kalciumhalterna vanligtvis mycket låga, vilket t.ex. begränsar musslors och snäckors upptag av kalcium för sin skaluppbyggnad. Vid försurning kan även indirekta biologiska effekter uppstå. Flodpärlmusslan kan exempelvis drabbas om öringen minskar i antal eller försvinner eftersom öringen utgör värddjur för musslans larver.

Nyligen utförda studier i ett område i Västerbotten där det fanns naturligt sura vatten visar att öringens utbredning styrs av en kombination av surhetstillståndet under vårfloden och förekomsten av grovt grus



Figur 15. Fördelningen av öring i 47 vattendrag i Krycklanområdet i Västerbotten i september 2005 (resultat från elfiske). Skillnaderna i öringtäthet kunde kopplas till substratkvaliteten i vattendragen och förekomsten av kraftiga surstötter. Låga tätheter förekom i bäckar där substratkvaliteten var dålig och/eller där kraftiga surstötter var vanliga. Figuren visar att man inte kan förvänta sig god tillgång på öring överallt. Omarbetad figur från Buffam [17].

och sten (substratkvaliteten) på olika ställen i vatten-systemet [17]. I vattendrag med pH-värden under 5,0 under vårfloden hittades inte öring över huvud taget och öring var ovanlig i vatten med $\text{pH} < 5,5$. Surhets-tillståndet under vårfloden satte följaktligen gränsen för var öring potentiellt kunde förekomma, medan substratkvaliteten avgjorde var inom detta område öringen återfanns (Figur 15).

Aluminium

För fisk och andra organismer, som andas med gälar, utgör oorganiskt aluminium det största hotet i sam-band med låga pH-värden. Giftverkan uppstår genom att det oorganiska alumini-umet faller ut på organismernas gälar. Detta begränsar organismernas möjlighet att ta upp syrgas från vattnet och reglera kroppens jon-balans. Blir beläggningen tillräckligt omfattande dör organismen på grund av kvävning eller att kroppens saltbalans påverkas. Fisk klarar kortare perioder med höga aluminiumhalter [61]. Gälarna återhämtar sig snabbt då vattenkvaliteten blir bättre. Man har även visat att giftverkan är lägre i humusrika vatten och då vattnets koncentrationer av t.ex. kalcium eller natri-um (jonstyrkan) ökar [61]. Vid låga vattentemperaturer kan effekterna av oorganiskt aluminium förstärkas då fiskarnas låga metabolism och orörlighet gör att de har svårare att fly undan.

Oorganiskt aluminium härstammar från marken och ingår i jordmånsbildande processer som podsol-ering. Det rörliga alumini-umet, som via grundvattnet kan transporteras ut i bäckarna, sitter bundet till det organiska materialet i marken. Låga pH-värden i det ytliga grundvattnet särskilt i utströmningsområdet ökar risken för att oorganiskt aluminium ska frigöras och nå bäcken. Nedfallet av sur nederbörd och andra försurande processer t.ex. nitratbildning ökar det oorganiska alumini-umets mobilitet och utlakningen till ytvatten. Det beror på att flödet av mobila an-joner (sulfat och nitrat) ökar genom marken. Mot-svarande effekt kan även uppstå i samband med kraftiga stormar då saltvatten från havsytan transpor-teras upp i luften av vinden och deponeras över land i s.k. saltepisoder. Slutavverkning ökar bildningen och utlakningen av nitrat, vilket är en försurande process. Detta ökar alltså risken för att utlakningen av aluminium ska stiga (se Kväveomsättning sid 38).

Skyddsvärda vatten

Vatten kan vara skyddsvärda av flera skäl och det avgör hur skogsbruket bör anpassas. Ett vattenfall eller ett vattendrag i en ravin kan vara geomorfologiskt värdefullt medan en oreglerad älv är hydrologiskt värdefull. Vattendrivna kvarnar och flottningsrännor har kulturhistoriska värden och i vattentäcker är det vattnets egenskaper för konsumtion som är skydds-värda. Vatten kan också vara värdefulla för att de har stor betydelse för fisket. I denna rapport fokuserar vi på skogsbrukets inverkan på vattnets kemiska och biologiska värden. "Biologiskt värdefulla vat-ten" är inte enhetligt definierade. Ofta bedöms vatten med förekomst av rödlistade arter som biologiskt värdefulla. Saknar man insikt i sammansättningen av organismsamhällena, kan förekomst av indikatorarter, som t.ex. flodpärlmussla, vara tillräckligt för att ett vatten ska betraktas som biologiskt värdefullt.

Vad "höga naturvärden" i ett vattendrag innebär är heller inte entydigt definierat. Det skulle till exempel kunna vara opåverkade miljöer och skyddsvärda eller sällsynta arter, d.v.s. arter med höga krav på sin livs-miljö. Det finns olika metoder för att bedöma natur-värdena i sjöar och vattendrag exempelvis System Aqua [9].

Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och Fiskeri-verket har tagit fram en plan för att skydda natur- och kulturmiljöer knutna till vatten [74]. Inom detta arbete har man identifierat de nationellt mest värdefulla söt-vattenmiljöerna för natur, kultur och fisk/fiske. I juri-disk mening är "biologiskt värdefulla vatten" ett oklart begrepp. Det kan bli föremål för prövning om vatten-ägare och tillståndsmyndighet har olika uppfattning. Formell skyddsstatus har än så länge enbart limniska naturreservat, Natura2000-områden och liknande.

Att skilja effekter av skogsbruk från annan påverkan

Dagens miljötillstånd i skogslandskapet är en konsekvens av klimatet, geologin, den historiska markanvändningen, det moderna skogsbruket och nutida miljöproblem som försurning och övergödning. Även naturliga störningar som bränder och vindfällningar har effekter på ytvattnet. Det kan vara svårt att urskilja den viktigaste orsaken för tillståndet. Ett lågt pH-värde i ett mindre vattendrag kan vara naturligt, en konsekvens av nedfall av försurande ämnen eller orsakat av en slutavverkning som lett till en påtaglig nitrattutlakning och försurning.

I ett historiskt perspektiv är sannolikt de fysiska ingreppen i mark- och vattensystemen de åtgärder som mest påtagligt och storskaligt ändrat förhållandena jämfört med naturtillståndet, exempelvis utbyggnaden av flottningsleder och dräneringen av skogs- och myrmark. Svedjebruket och den effektiva bekämpningen av skogsbränder är andra verksamheter som storskaligt påverkat skogsmarken och därmed sannolikt även sjöarnas och vattendragens kemi och biologi [88].

Skiljer sig vattenkemin i urskogens vattendrag från kemin i vattnen som avvattnar dagens brukade skogar? Nej, det tycks vara relativt små skillnader i utlakning av kväve, fosfor och kol från naturskogslignande områden jämfört med skogklädda områden med aktivt skogsbruk (Tabell 2). Skogsvatten är oftast tämligen näringsfattiga. I brukade skogsområden uppträder förhöjda näringshalter vanligtvis bara i

samband med olika skogsbruksåtgärder som t.ex. avverkning, dikning och gödsling.

Övergödning

Med övergödning, eller eutrofiering, menas en ökad tillförsel eller tillgänglighet på viktiga näringsämnen, framför allt kväve och fosfor. I ett övergött, eller eutrofierat, ekosystem har tillgången på näring ökat med tiden, vilket ökat den biologiska produktionen. Övergödning kan ske både på land och i vatten. På huvuddelen av fastmarken är det tillgången på kväve som begränsar produktionen. I sjöar är det normalt tillgången på fosfor som styr algproduktionen (Figur 13). För kustvatten och omgivande hav är situationen mer komplex. Grovt förenklat kan man säga att där har samspelet mellan fosfor och kväve betydelse för algproduktionen. Vilket näringsämne som är mest betydelsefullt bestäms av det geografiska läget och tidpunkten på året.

Det sker en ständig tillförsel av kväve till våra ekosystem via nederbörden. Nedfallsnivån varierar kraftigt över landet. Det högsta nedfallet sker i sydvästra Sverige. I norra Sverige är nedfallet lägst. Trafiken (kväveoxider) och djurhållningen inom lantbruket (ammoniak) är de största utsläppskällorna till luft. Utländska källor dominerar över inhemska. Tillförseln av kväve till marken påverkar flera processer som dels verkar gödande, dels försurande. Kvävenedfallet kan eventuellt öka skogstillväxten, vilket i så fall ökar

Tabell 2. Utlakning av organiskt kol (TOC), kväve och fosfor från brukad skog i södra Sverige (13 st.) och från skogar med naturskogskaraktär i södra Sverige (9 st.) och i Finland (21 st.).

Ämne	Brukad skog södra Sverige (kg per hektar och år)	Naturskog södra Sverige (kg per hektar och år)	Naturskog Finland (kg per hektar och år)
Organiskt kol (TOC)	27-192	61-80	30-100
Kväve	1,4-4,1	1,4-4,2	0,8-2,3
Fosfor	0,01-0,10	0,03-0,06	0,02-0,18

Källor: [56, 64, 66, 68, 111, 112]

den biologiskt orsakade försurningen. Nedfallet kan även öka försurningen på ett mer direkt sätt till följd av en ökad transport av nitrat genom marken. Vilken effekt kvävenedfallet under det senaste århundradet haft för skogstillväxten vet vi inte exakt eftersom även skogsbrukets skötselmetoder förändrats under denna tid. Ökningen i skogstillväxt är större än vad man kan förvänta av det förhöjda kvävenedfallet. Därför är de ändrade brukningsmetoderna troligen den viktigaste orsaken till ökningen.

Försurning

Terrestra ekosystem i Sverige är i många fall naturligt sura [73]. Våra skogsträd är anpassade till att leva i en sur miljö. Denna försurning är orsakad av en långsam upplagring av organiskt material och utlakning av basiska ämnen. All växtproduktion är försurande. Då växterna tar upp positivt laddade joner utsöndrar de lika mycket positiv laddning i form av sura vätejoner (H^+). Då växterna tar upp negativa joner utsöndrar de hydroxidjoner (OH^-) som minskar försurningen. Eftersom växterna mest tar upp positivt laddade joner leder detta till försurning. Denna försurning kan vara betydande och skillnaden i pH-värde mellan rotzonen och modernmaterialen därunder kan vara upp till 2 pH-enheter. Om trädens biomassa blir kvar på växtplatsen bryts biomassan ner och markförsurningen motverkas. Skörd av biomassa innebär däremot ett permanent bidrag till försurningen. Ju större skörd, desto större bidrag till försurningen (jfr skörd av enbart stammar med skörd av hela träd). Vittringen, d.v.s. den mekaniska och kemiska sönderdelningen av berg och mineraljord, motverkar försurningen av mark och vatten.

Undersökningar i sjöar i sydvästra Götaland visar att surheten sedan istiden ökade stadigt fram till för ca 2 500 år sedan. Då bröts trenden och surheten minskade markant (pH-värdet i sjöarna ökade från ca 5,5 till ca 6,5) [88, 89]. Minskningen sammanföll med att jordbruket expanderade, framförallt genom en ökad djurhållning under tidig järnålder. Den minskade surheten i sjöarna orsakades troligen bl.a. av att den ursprungliga vegetationen brändes ner för att skapa bättre betesmöjligheter. Denna mindre sura period pågick ända fram till i mitten på 1900-talet då sjöarnas pH-värde minskade dramatiskt. Detta skedde dels på grund av surt nedfall, dels till följd

av ändrad markanvändning, t.ex. i form av effektiv brandbekämpning, nedläggning av åkermark och en ökad andel gran. Surt nedfall filtreras effektivt ut av granens krona.

Människan har bidragit till försurningen genom stora utsläpp av försurande ämnen, bl.a. till följd av förbränning av fossila bränslen. Den försurade nederbörden har förstärkt den naturliga försurningen så att fisk och bottenfauna skadats. Sedan början på 1990-talet har nedfallet av sur nederbörd minskat väsentligt och idag är det främst vattnen i sydvästra Sverige som påverkas negativt av surt nedfall. Eftersom det tidigare höga nedfallet långsiktigt påverkat markens förråd av utbytbara kationer (natrium, kalium, magnesium, kalcium) kvarstår effekter även i andra områden.

Naturliga störningar i skogen



Foto: Skogforsk

Figur 16. Idag görs främst naturvårdsbränningar för att gynna den biologiska mångfalden. Förr var hyggesbränning en vanlig åtgärd för att få en lyckad återväxt.

Brand

Historiskt sett har bränder spelat en mycket större roll i våra skogar än idag. Skogsbränder är en naturlig process och har stor betydelse för artrikedomen. Det moderna skogsbruket har inneburit att brandfrekvensen och den brända arealen minskat betydligt p.g.a. effektiv brandbekämpning. Idag används bränning på små arealer för att gynna den biologiska mångfalden. Tidigare var hyggesbränning en vanlig åtgärd för att få en lyckad återväxt (Figur 16).

Brand är en komplex och omfattande störning som påverkar marken kemiskt, fysikaliskt och biologiskt. Resultaten från många vetenskapliga studier visar att bränder kan påverka erosionen och markens kemi, vattenavstötande förmåga (hydrofobicitet), energibalans och biologiska processer [70, 91]. I markens ytskikt minskar surheten efter en brand för att det bildats basisk aska. Det kan ta tiotals år innan surheten återgått till samma nivå som i omgivande obränd mark. Bränder minskar markens förråd av kol och kväve, en effekt som ibland kan kvarstå i flera årtionden. Den minskade brandfrekvensen och brandarealen har därför bidragit till att markens förråd av organiskt material byggs upp. Denna uppbyggnad

kan komma att öka utlakningen av organiskt material (humusämnen) från marken [65]. Höga humusämneshalter skapar problem vid produktion av dricksvatten.

Man har funnit att träkol som bildats vid bränder kan adsorbera fenoliska substanser från kråkbär och eventuellt påverka kväveomsättningen i marken [10, 116]. I nordöstra USA fann man att förrådet av totalkvicksilver i marken var betydligt lägre och förrådet av metylkvicksilver högre i ett avrinningsområde som brunnit för ca 50 år sedan än i ett närliggande obränd område [4] (se även Kviksilver s. 41). Totalförrådet minskade sannolikt på grund av att kvicksilver förgasades i branden. Dessutom kan skillnader i vegetationens sammansättning efter branden tillsammans med olika markprocesser ha påverkat rörligheten hos kvicksilver och därmed förrådet av kvicksilver [4]. Med tanke på de omfattande effekter som bränder ger kan man se frånvaro av brand som en betydande störning.

De flesta studier av hur brand påverkar organismer i sjöar och vattendrag kommer från Nordamerika [28, 71]. De direkta effekterna av skogsbrand på vattenlevande smådjur i närliggande ytvatten är antagligen små. De

mer långsiktiga effekterna av brand på avrinning, vattenfårans morfologi och inflöde av organiskt material påverkar däremot smådjuren i högre grad. En brand påverkar vattendragets organismer på kort till medellång sikt (5–10 år) och kan öka den biologiska mångfalden och produktiviteten. På sikt minskar antagligen organismer mest som inte är så lätttröliga, eftersom dessa kan ha svårt att återkolonisera ett område som påverkats av brand. Då inflödet av organiskt material minskar blir fisk och bottenfauna mer beroende av föda som produceras i vattendraget (alger m.m.) än av föda som kommer från omgivande mark (t.ex. löv). Detta kan kraftigt påverka förhållandet mellan olika grupper av bottenfauna. Exempelvis kan det bli en förändrad dominans från sönderdelare till betare när skogen närmast vattnet försvinner.

Svenska studier

Det finns några svenska studier om vattenkemiska effekter av brand. I en kallkälla i Reivoreservatet i Lappland var nitrathalten högre efter en skogsbrand jämfört med i närliggande, obränd, äldre skog [91]. I Skåne ökade halterna av nitrat, ammonium, kalium, kalcium, magnesium, mangan, aluminium, järn och sulfat i markvattnet som samlades in under brända högar med hyggesrester jämfört med i obränd kalavverkad mark [51]. Även surheten ökade. På ett hygge i Hälsingland däremot tenderade surheten och halterna av nitrat och aluminium att vara lägre i markvattnet där hygget bränts, jämfört med i en obränd del av hygget [opublicerade data]. En möjlig orsak till att resultaten från Skåne och Hälsingland skiljer sig åt, är att bränderna verkar ha ökat respektive minskat nitratbildningen i marken.

Vindfällning

Omfattande vindfällningar sker då och då i olika delar av landet. De två senaste i raden skedde i samband med stormarna Gudrun och Per, som i januari 2005 respektive 2007, fällde ca 75 respektive 18 miljoner m³sk i södra Sverige. Vindfällningen orsakad av Gudrun motsvarar volymen för en svensk årsavverkning.

Vindfällningar är en naturlig del i den skogliga dynamiken, precis som brand, men modernt skogsbruk kan påverka omfattningen. Gallring, gödsling

direkt efter gallring och kalavverkning, som ökar vindexponeringen av intilliggande skog, är exempel på åtgärder som medför större risk för vindfällning. Vindfällning i rimlig omfattning kan bidra till ökade mängder ved i vattnet, vilket har en positiv effekt på biologisk produktion och mångfald i vatten (se Död ved sid 25).

Jämfört med områden med växande skog kan man teoretiskt förvänta sig större utlakning från vindfällda områden p.g.a. högre avrinning, snabbare nedbrytning av organiskt material, mindre upptag av näring i vegetationen och naturligt uppkomna markska-dor. I naturtillståndet låg de vindfällda träden kvar. Idag tillvaratas huvuddelen av de vindfällda träden. Tillvaratagandet innebär att de vindfällda områdena troligen påverkar vattenmiljön på liknande sätt som hyggen. På vindfällda områden är det dock av praktiska skäl betydligt svårare att ta hänsyn till vatten. Körskador och andra transport- och lagringsrelaterade effekter blir troligen betydligt mer omfattande där. Detta torde innebära risk för större förluster av slam, organiskt material, kväve, fosfor m.m. från vindfällda



Foto: Skogforsk

Figur 17. En skog i södra Sverige som vindfällts av orkanen Gudrun år 2005.

områden än från konventionella hyggen och därmed större påverkan på det akvatiska livet. Efter vindfällningen 2005 påbörjades ett flertal studier för att söka ta reda på vilken betydelse vindfällningen hade för utlakningen.

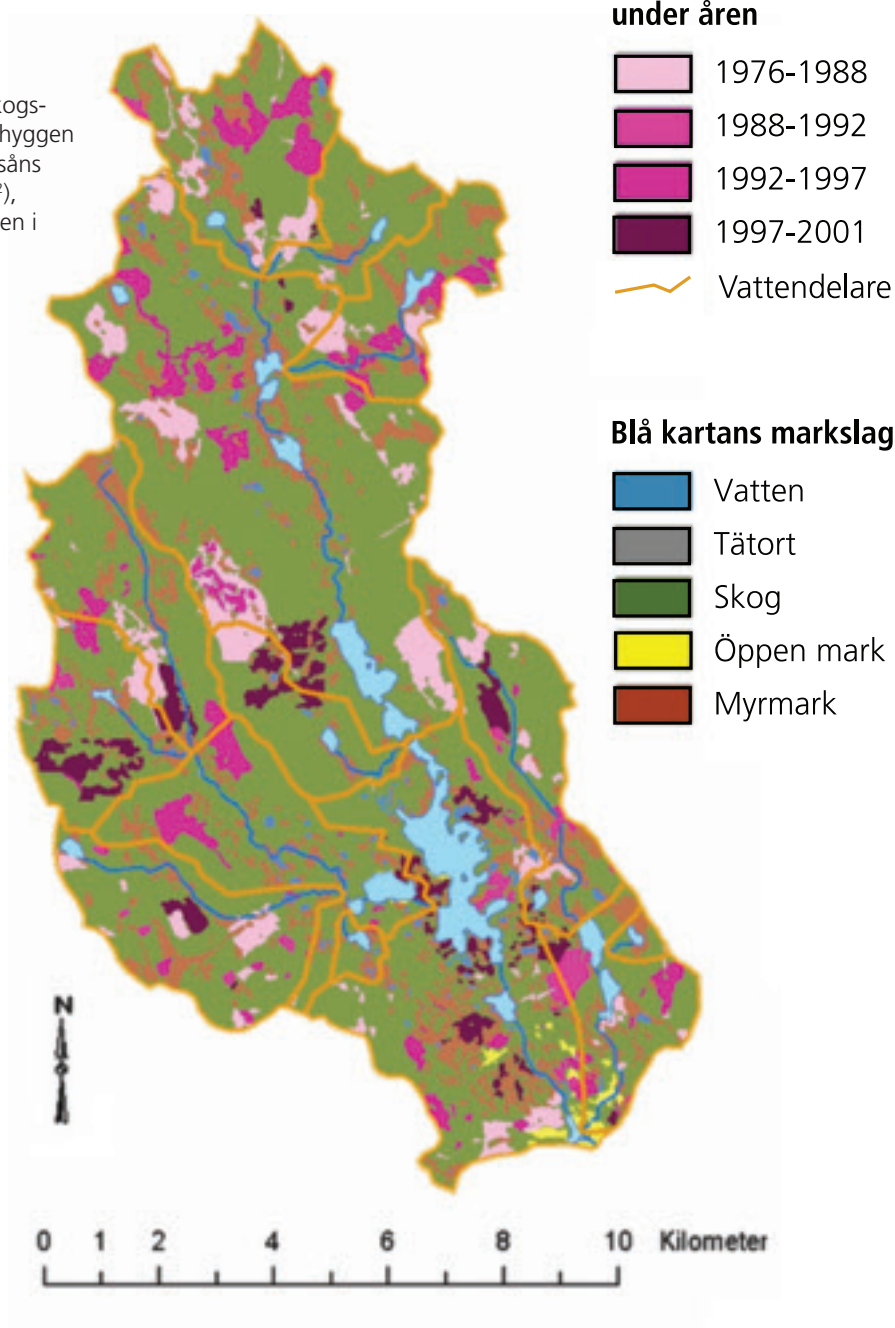
Skogsbruksåtgärdernas miljöeffekter

Hur enskilda skogsbruksåtgärder påverkar miljön går att undersöka. Hur skogsbruk i vid mening påverkar miljön är dock svårt att utröna eftersom nästan alla skogar i Sverige är mer eller mindre påverkade av människan.

Markanvändning i större avrinningsområden skapar en mosaik i tid och rum (Figur 18). Denna mosaik avspeglas i vattnets kemi och biologi. Man

kan bedöma effekterna av skogsbruk på lokal, regional och nationell nivå. I allmänhet ger enskilda skogsbruksåtgärder störst effekt lokalt, d.v.s. i mindre vattendrag. De kemiska effekterna späds ut nedströms i vattensystemet. Hänsyn till vatten bör därför tas på lokal nivå. Att mindre vattendrag är känsligare för störning än större vattendrag exemplifieras i en studie från Västerbotten [109]. Där var den uppskat-

Figur 18. Det mosaikartade skogslandskapet exemplifierat med hyggen upptagna sedan 1976 i Dalforsåns avrinningsområde ($A=130 \text{ km}^2$), Dalarnas län. Källa: Länsstyrelsen i Dalarna

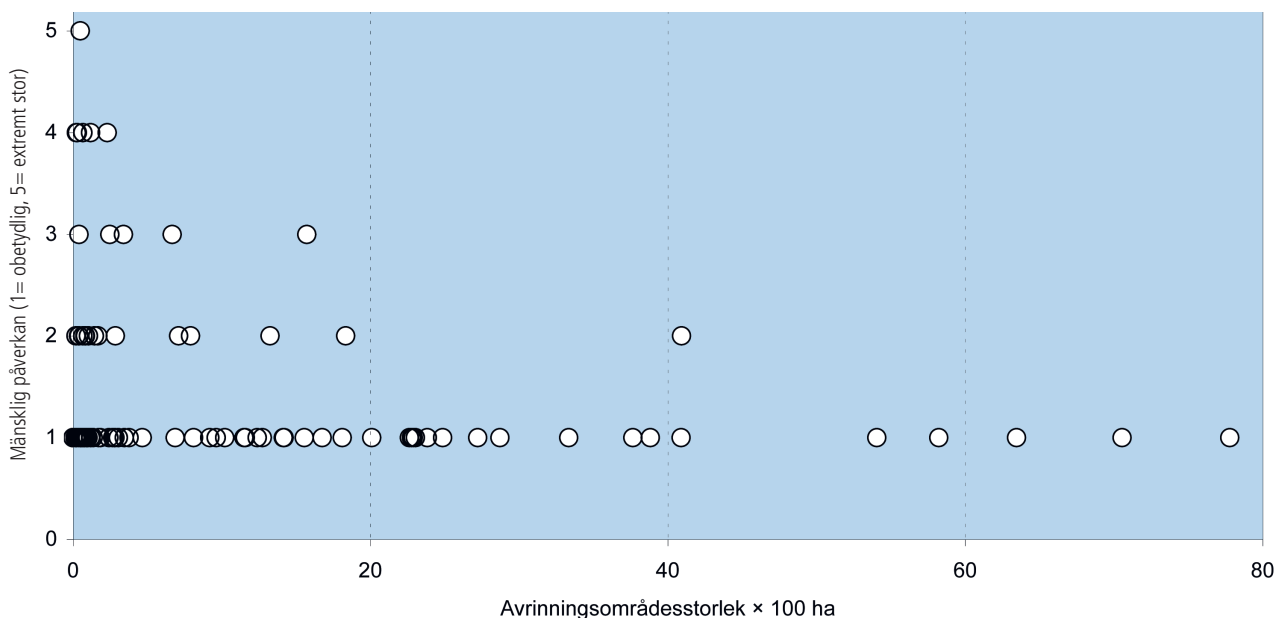


- vilken åtgärd som utförs
- hur åtgärden utförs i det enskilda fallet
- när på året åtgärden utförs
- var i avrinningsområdet åtgärden görs
- hur stor andel av avrinningsområdet och vattendragets längd som påverkas
- jordart och topografi
- artsammansättningen i vattnet
- beståndets geografiska belägenhet
- den rumsliga skalan: lokalt, regionalt eller nationellt.

Slutavverkning, skyddsdikning och markberedning kan öka partikeltransporten till ytvatten. Det innebär ökad sedimentation och försämrad livsmiljö för de

De vattenkemiska effekterna i ytvatten beror generellt sett på hur stor andel av avrinningsområdet som påverkas och av vilka skogsbruksåtgärder som utförs. Effekterna på ytvatten kan också påverkas av var i avrinningsområdet man gör en skogsbruksåtgärd. Vi bedömer att det är mest riskabelt för ytvattenkvaliteten att utföra åtgärder i utströmningsområden nära ytvatten. För kvaliteten på grundvattnet är riskerna sannolikt störst i inströmningsområdena där grundvattnet bildas.

Den vattenkemiska effekten av de flesta åtgär-



Figur 19. Mänskligt orsakad förurningspåverkan (bedömd enligt Naturvårdsverkets klassindelning) i 98 delavrinningsområden i varierande storlek (1-7800 ha) i Öreälvens avrinningsområde i Västerbotten. Omarbetad figur från Temnerud och Bishop [109].

derna påverkas mer eller mindre av tidpunkten då åtgärden görs. Orsaken till det är att väder, avrinning, markförhållanden och vegetationens vatten- och näringsupptag varierar under året. Om man tillför lättlösliga ämnen, som kvävegödsel eller lättlöslig vedaska under höst och vinter, är risken för utlakning stor i södra Sverige. Då är avrinningen hög och vegetationens näringsupptag lågt. Risken för hög utlakning är stor även i norra Sverige, men här kommer utlakningen att ske i samband med snösmältningen och vårfloeden. Som bekant är risken för markskador större om man kör då marken är fuktig och mjuk än då marken är frusen eller torr.

Hur länge vattnen påverkas av olika skogsbruksåtgärder varierar beroende på vilken åtgärd som utförs. Ett exempel på en i skogssammanhang relativt kortvarig påverkan är de vattenkemiska effekterna av skogsgödsling, som brukar vara i ett till två år [21, 92]. Effekterna av dikning däremot påverkar avrinningen så länge diken fungerar, d.v.s. upp till flera årtionden.

Eftersom många organismer är mer känsliga under tidiga utvecklingsstadier så påverkas den biologiska effekten både av tidpunkten och av varaktigheten av den kemiska påverkan. För lax kan det t.ex. räcka med några timmars förhöjda halter oorganiskt aluminium under det mycket känsliga smoltifieringsstadiet för att de unga laxarna inte ska överleva sin vandring ut till havet. I vissa fall kan fisk och bottenlevande smådjur utveckla tolerans mot höga metallhalter till exempel genom ökad syntes av metallbindande proteiner.

Limnologiska effekter

De limnologiska effekter som skogsbruk kan ge upphov till i ytvatten har koppling till de nationella miljökvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning, Levande skogar, Myllrande våtmarker och Ett rikt växt- och djurliv. Internationellt sett har de kemiska effekterna av olika skogsbruksåtgärder undersökts i ett stort antal kontrollerade försök till skillnad från påverkan på limnologi. Utifrån kunskapen om enskilda skogsbruksåtgärders kemiska och fysiska miljöeffekter och organismernas krav på sin livsmiljö (se Viktiga faktorer... sid 24) har vi sammanfattat de huvudsakliga limnologiska effekterna av olika skogsbruksåtgärder (Tabell 3). Hur och var

Limnologi är läran om sötvattens ekologi.

skogsbruksåtgärderna utförs har avgörande betydelse för effekterna i det enskilda fallet. En fördjupad beskrivning av de limnologiska effekterna återfinns i kommande avsnitt om olika skogsbruksåtgärder.

Röjning

Röjning sker i unga bestånd och röjningsresterna lämnas kvar på marken. Det finns en sannolikhet för att utlakningen ökar under en tid efter röjning. Orsakerna är att vegetationens närings- och vattenupptag troligen minskar, att näring frigörs från röjningsresterna och att röjningsresterna kan skapa en mer gynnsam miljö för nedbrytning i marken. Flera undersökningar tyder på att kväveutlakningen från hyggen minskar då vegetationen återkoloniserar marken [40, 93]. Därför är utlakningen från de flesta barrdominerade ungskogar i Sverige troligen på ungefär samma nivå som i äldre skog. Vi tror inte att röjning påverkar utlakningen i någon större utsträckning eftersom marken huvudsakligen fortfarande är bevuxen. Det saknas dock studier som belägger detta.

Gallring

I gallringsskogen är trädens diameter i brösthöjd större än 10 cm och skogen har inte uppnått minimiåldern för slutavverkning. Vid gallring skördas omkring 30 % av stammarna medan grenar och toppar oftast lämnas kvar av ekonomiska och praktiska skäl. Mängden grenar och toppar koncentreras för det mesta i stickvägarna, dels av avverkningstekniska skäl, dels för att minska körskadorna. Liksom vid röjning riskerar utlakningen att öka under en tid efter gallring. Orsaken är att trädens totala närings- och vattenupptag troligen minskar och att utbudet av näring ökar. Risken för kväveläckage är störst i stickvägarna där vegetationens näringsupptag troligen är mindre än i zonen mellan stickvägarna. I stickvägarna kan läckage uppstå från de ditlagda grenarna och topparna. Tillväxtökningen efter gallring är störst i träden längs stickvägen, vilket antyder att det frigjorda kvävet kommer träden till del. Två år efter gallring i norra Sverige (Flakaliden) syntes inte någon statistiskt



Tabell 3. Exempel på biologiska effekter i mindre vattendrag som kan uppkomma vid skogsbruk nära ytvatten.

Störning	Skogsbruksåtgärder	Limnologiska effekter
Ökat ljusinsläpp	Slutavverkning utan att lämna trädbevuxna skyddszoner	Gynnar tillväxt av alger, mossor och högre vegetation
Ökad vattentemperatur	Slutavverkning utan att lämna trädbevuxna skyddszoner	Missgynnar värmekänsliga organismer som t.ex. öring och kallvattenarter av bottenfauna
Vattenflöde ökat flöde ändrad dynamik ändrad riktning	Slutavverkning Slutavverkning, dikning Dikning	Påverkar större organismer fysiskt, men kan även förändra bottensubstrat och typen av habitat
Förändrat bottensubstrat	Körning i terräng, slutavverkning, markberedning, dikning, dikesrensning, vägbyggnad. Slutavverkning utan att lämna trädbevuxna skyddszoner	Slitage, erosion, sedimentation och näringstillförsel ändrar substratkvaliteten Mindre tillförsel av död ved
Introducerade vandringshinder	Vägbyggnad Överfarter som inte rensas efter användning, d.v.s. virke som lagts i vattendraget för att köra på	Felaktigt placerade och dimensionerade vägtrummor utgör vandringshinder för fisk och bottenfauna Orensade överfarter skapar vandringshinder
Minskad födotillgång	Slutavverkning utan att lämna trädbevuxna skyddszoner	Minskat nedfall av löv, insekter m.m. leder till annan produktion och artsammansättning hos bottenfaunan
Ökad slamhalt	Slutavverkning, markberedning, dikning, dikesrensning, skogsbilvägar och körning i terräng	Höga slamhalter förändrar ljusmiljön, vilket missgynnar undervattenslevande vegetation och försämrar levnadsvillkoren för bottenfauna och fisk
Minskad syrgashalt*	Slutavverkning, dikning, dikesrensning	Låga syrgashalter missgynnar syrgaskänsliga organismer som t.ex. öring och bäcksländor
Ökad försurning	Slutavverkning	Låga pH-värden och höga halter oorganiskt aluminium missgynnar fisk och vissa arter av bottenfauna
Ökad näringstillförsel	Slutavverkning, gödsling	Gynnar tillväxt av alger, mossor och högre vegetation där ljustillgången tillåter
Gifter och kemikalier	Felaktig hantering av växtskyddsmedel och behandlade plantor. Oljeläckage från maskiner	Giftverkan på de flesta organismgrupper om giftet/kemikalien når ytvatten

* kan bero på ökad vattentemperatur och ökad tillförsel av organiskt material.

säkerställd skillnad i markvattnets nitrathalter mellan ytor med eller utan ris, respektive med kontrollytan [32]. Gallringsstyrkan var 30 % respektive 53 % av grundytan i de två försöksleden. Vi vet ännu för lite för att kunna bedöma miljöeffekterna på vatten av gallring.

Slutavverkning

Ökad avrinning

Slutavverkning ökar den totala avrinningen från hygget under ett antal år, kanske i 10 år. Ökningen beror på att avdunstningen minskar efter slutavverkning [31]. Avdunstningen är lägre från ett färskt hygge än

från skog. Det beror på att träden bidrar till avdunstningen genom både upptag av vatten från marken (transpiration) och avdunstning av vatten som fastnar på bladen/barren (interception). Skillnaden i avdunstning mellan hygge och skog minskar i takt med att hygget koloniserar av markvegetation och det nya trädbeståndet växer upp. I Tabell 4 redovisas avrinningsförändringar som uppmäts i små svenska avrinningsområden efter avverkning. Den stora variationen beror troligtvis på skillnader i väder efter avverkning, antalet mätår, avverkad andel av avrinningsområdet och mättekniska problem (Himmelsberget). Sammanställningar av resultat från liknande

Tabell 4. Förändringar i årsavrinning efter slutavverkning, dikning och markberedning eller skärmställning i små svenska avrinningsområden.

Område	Skogsbruks- åtgärder	Avverkad andel av avrinningsområdets area	Normal- avrinning ^a (mm per år)	Avrinnings- ökning (mm per år)	Antal mätår efter åtgärd	Källa
Himmels- berget, Dalarna	Slutavverkning	100 % av 84 ha	315	86 ^{b,c}	6	[54, 55]
Kloten, Västmanland	Slutavverkning	52 % av 18,3 ha	380	93	1,5	[30]
Kullarna, Hälsingland	Slutavverkning, skyddsdikning och markberedning	50 % av 200 ha	380	220 ^c	8	[96]
Snipptjärn, Hälsingland	Slutavverkning (helträd), skydds- dikning och markberedning	95 % av 40 ha	380	274 ^c	8	[96]
Uppland	Slutavverkning och högläggning	15 % av 116 ha	250	4-47	4	[59]
Uppland	Slutavverkning, högläggning och dikning	15 % av 78 ha	250	18-85	4	[59]
Uppland (2 områden)	Skärmställning	28 % av 140 ha ^d	250	7-125	4	[59]
Gillermossen (Bergslagen)	Slutavverkning och dikning	58 % av 15 ha	380	307 ^{c,e}	3	[58]

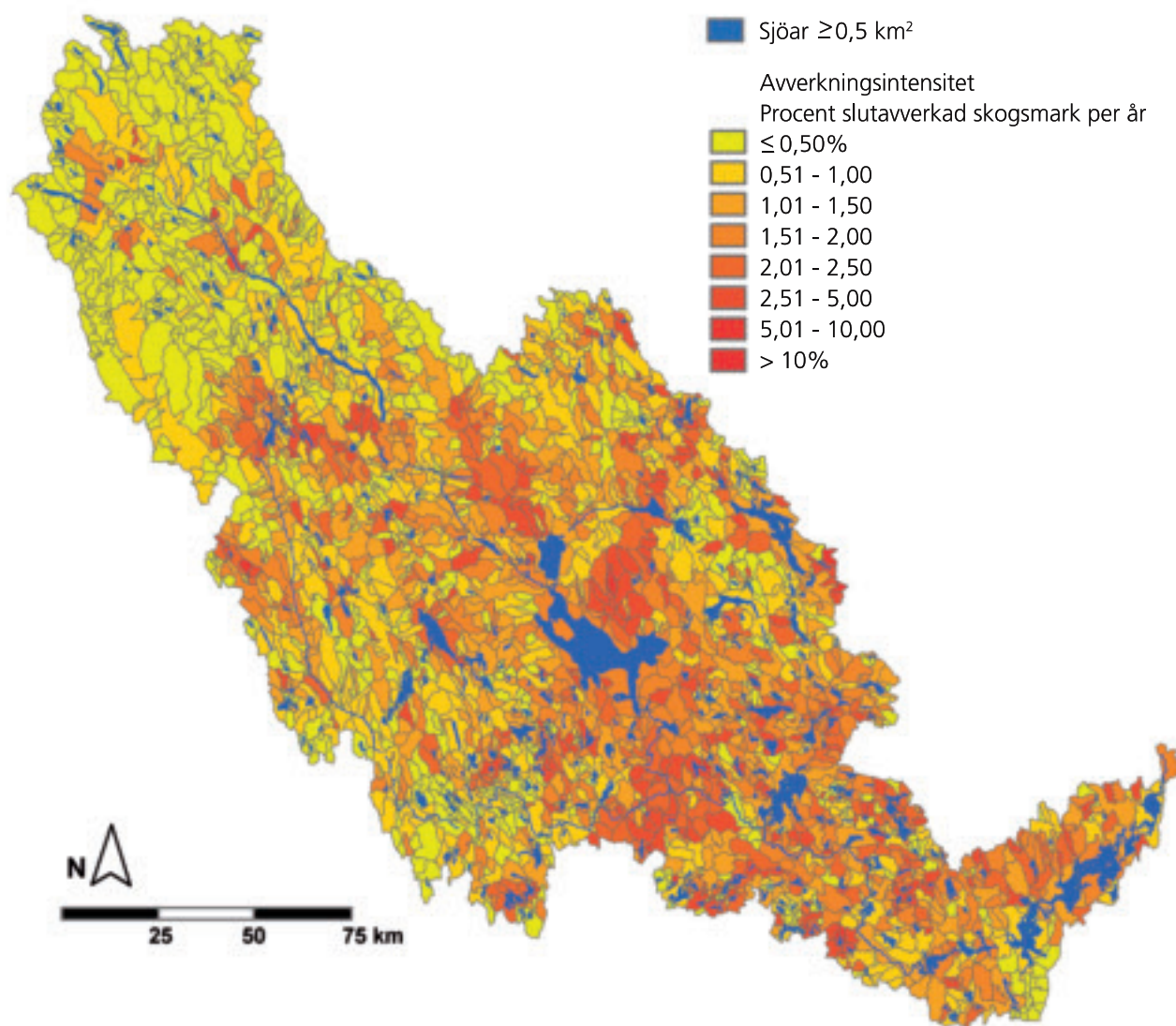
a. Normalavrinningen är medelvärdet för perioden 1961-90 (SMHI) i den region som avrinningsområdet är beläget.

b. Vintertid var det problem med mätningarna, vilket troligen påverkat resultaten.

c. Medelvärde för den angivna mätperioden.

d. Arealsiffrorna gäller det ena området där stamuttaget var störst men avrinningsförändringen per år avser båda områdena.

e. Ökningen gäller för år två till fyra efter slutavverkning, d.v.s. efter att området dikats.



Figur 20. Avverkningsintensitet i Dalälvens avrinningsområde ($A=29\,000 \text{ km}^2$). Området är indelat i 1000–1500 hektar stora delområden. I varje delområde visas hur stor andel av området som slutavverkats per år under perioden 1992–2001. Bearbetning av Kerstin Nordström, Metria Miljöanalys.

studier i små avrinningsområden i andra delar av världen redovisas i [6, 16] och även i dessa är variationen i resultat stor.

Slutavverkning ökar ofta högvattenflödena i små vattendrag [11]. Efter 1985 års översvämningar i skogsdominerade avrinningsområden väcktes frågan om skogsbruk bidrar till de storskaliga översvämningarna. De studier som då gjordes för att skatta skogsbrukets bidrag, från slutavverkade och dikade områden, visade att skogsbruk sannolikt har liten påverkan på högvattenflödena i stora vattendrag som t.ex. älvar. En förklaring till detta är att hyggesande-

len i större avrinningsområden vanligen är relativt liten (Figur 20). Slutavverkning och dikning beräknades bidra med mindre än 10 % till högvattenflödenas storlek [58]. Extrema väderförhållanden i kombination med vattenmättade marker är ofta den viktigaste förklaringen till höga flöden i stora vattendrag [15].

Slutavverkning kan även påverka avrinningsmönstret under året (flödesregimen) i mindre avrinningsområden [15]. Några faktorer som har betydelse för hur flödesregimen påverkas är förekomsten av dikessystem, dikessystemets totala längd, hyggets placering, andelen sjö och myr i avrinningsområdet

och att snön generellt smälter tidigare och fortare på större hyggen än i skog. Förändringar i höglödena och när på året de kommer kan påverka fisk och bottenfauna, särskilt om höglödena sammanfaller med påtagligt förändrad vattenkemi, t.ex. surstötter. Vid högre vattenflöden är risken för erosion och en ökad transport av suspenderat material större, vilket kan påverka de akvatiska organismerna negativt (se även Substrat och näring sid. 25). Oförsiktig körning i terrängen i samband med avverkning och markberedning nära vatten kan också medföra att stora mängder eroderat material transporteras ut i vattnet (se Markberedning på sid. 43 och Körning i terräng på sid. 50).

Vattentemperatur

I regel innebär en slutavverkning att vattnet i angränsande mindre vattendrag blir varmare på grund av att solinstrålningen ökar [11]. Det finns dock exempel på att ett ökat inflöde av kallt grundvatten i samband med skogsavverkning kan minska vattentemperaturen i vattendrag sommartid trots ökad solinstrålning [83]. Effekten på vattentemperaturen bestäms av volymen tillströmmande kallt grundvatten i relation till uppvärmningen som den ökade solinstrålningen ger. De lokala förutsättningarna verkar avgöra om man får en uppvärmning eller avkylning i samband med avverkning. Genom att lämna trädbevuxna kantzoner längs mindre vattendrag vid slutavverkning motverkas vanligtvis temperaturökningen i vattendragen [11]. Då vattnet värms upp ökar nedbrytningen av organiskt material och därmed ökar risken för syrgasbrist. Risken för låga syrgashalter är störst i områden där vattnet flyter långsamt t.ex. i bakvatten. Låga syrgashalter kan medföra att syrgaskrävande bottenfauna och fisk flyr eller dör (se Syrgashalt, sid. 24).

Kväveomsättning

Slutavverkning på fastmark är en skogsbruksåtgärd som påtagligt påverkar omsättningen av kväve [35]. Då man skördar ett trädbestånd påverkas flera processer som sammantaget oftast leder till att kväveutlakningen till grund- och ytvatten ökar. Avrinningen ökar och upptaget av kväve till trädskiktet upphör. Nedbrytningen av organiskt material ökar, vilket

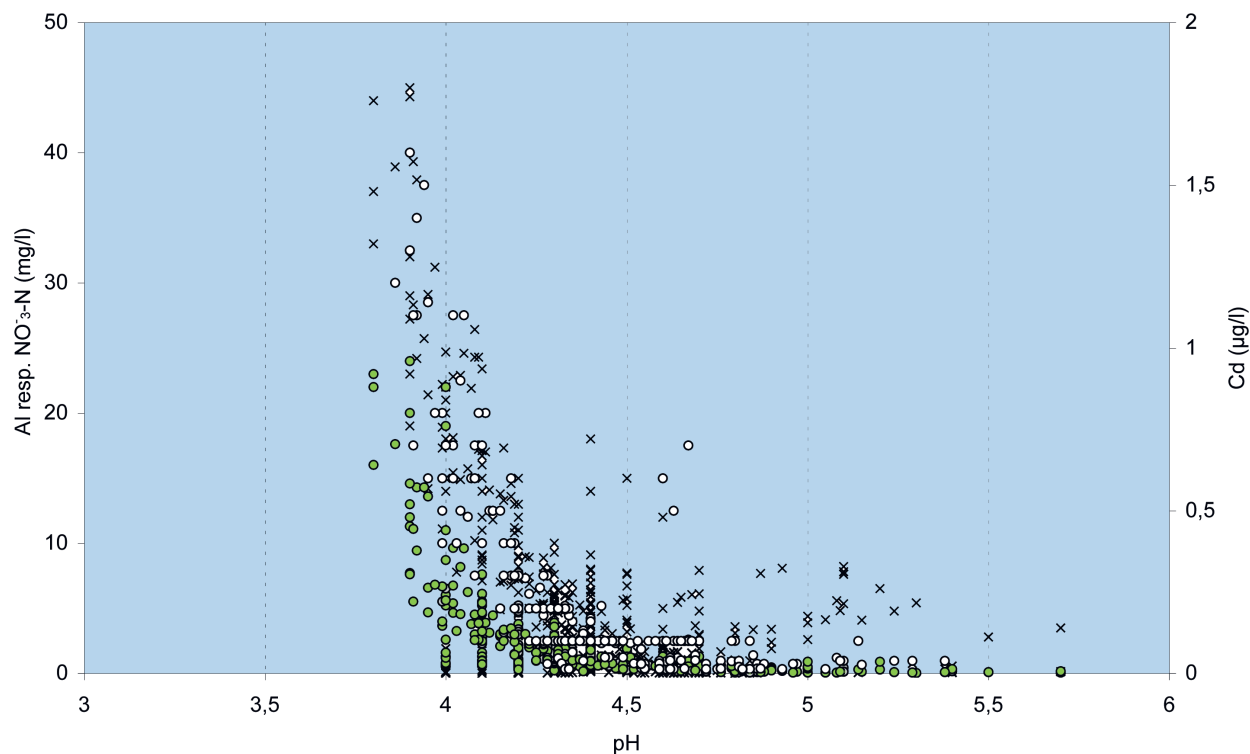
gör att tillgången på ammonium stiger. Ammonium kan omvandlas till nitrat via nitrifikation. Den ökade bildningen och utlakningen av nitrat innebär ofta att utlakningen av exempelvis vätejoner, baskatjoner, aluminium och vissa andra metaller ökar (Figur 21). Kruståtel, björk, hallon och ljung är exempel på arter som tidigt brukar invadera svenska hyggen, s.k. hyggesvegetation [12, 43]. En snabbt expanderande hyggesvegetation anses ofta negativ för trädplantorna, men motverkar nitratutlakningen eftersom hyggesvegetationen tar upp kväve (och vatten). Utlakningen av organiskt bundet kväve kan öka på grund av yttligare avrinning i markskikt med högt organiskt innehåll (Figur 10).

Denitrifikation, d.v.s. mikrobiell omvandling av nitrat via lustgas till kvävgas, kan också motverka utlakningen av nitrat. God tillgång på nitrat i en syrefattig miljö gynnar denitrifikationen. Förutsättningarna för denitrifikation är generellt bättre på hyggen än i vuxen skog eftersom grundvattennivån och nitrathalten ökar efter slutavverkning. Att utlakad nitrat omvandlas till kvävgas är bra för miljön, men om lustgasen inte omvandlas till kvävgas är det negativt. Hur långt omvandlingen går beror på pH-värdet. Lustgasens växthuseffekt är ca 300 gånger högre än koldioxidens.

Regionala skillnader i kväveutlakning

Trots att slutavverkning är en vanlig åtgärd som påverkar betydande arealer i Sverige vet vi relativt lite om hur slutavverkning påverkar kväveutlakningen. De få studier som gjorts tyder på att effekten kvarstår i ca fem år i södra Sverige [92, 114, 115] och uppemot 10–15 år i avrinnande vatten i mer nordliga delar av landet. Från norra Sverige finns det nästan inga mätningar alls, men ett nytt försök har nyligen startats i fyra små avrinningsområden i Västerbotten.

Exakt vad som styr storleken på utlakningen vet vi inte. Det historiska nedfallet av kväve och markens bördighet mätt som kvoten mellan kol och kväve (C/N) verkar vara viktiga faktorer [35, 66]. Dessutom spelar vädret roll. Om nederbördsrika år följer efter en slutavverkning ökar avrinningen mer, och därmed kanske även utlakningen, än om det faller lite nederbörd. Utlakningen kan också påverkas av om man lämnar kvar eller tar bort hyggesresterna (toppar,



Figur 21. Då nitrathalterna (x) i markvattnet ökar, minskar pH-värdet (surheten ökar). Om pH-värdet sjunker under ca 4,3 ökar halten aluminium (●) och kadmium (○). Dessa ämnen frigörs från marken till markvattnet. Data från ett hygge på bördig skogsmark i Dalarna (Skogforsk).

grenar och barr). Hyggesresterna innehåller 60–75 % av trädens kväveförråd ovan mark. I några studier på bördiga marker har man funnit att nitrathalterna i markvattnet varit lägre på hyggen där man skördat hyggesresterna [114]. I ett fall uppskattade man även utlakningen som då var lägre [118]. Förutom att kväve tillförs marken direkt från hyggesresterna påverkar hyggesresterna temperaturen och fuktigheten i marken [46]. Detta kan påverka kväveminaliseringen, nitratbildningen och avrinningen och därmed utlakningen av nitrat [24]. Nitrathalterna i markvattnet minskar dock inte alltid då hyggesresterna tas bort [114 & opublicerade data].

Hur stort det totala kväveläckaget efter slutavverkning är i olika delar av landet vet vi inte i detalj. Totalt sett över skogens omloppstid, d.v.s. tiden från planta till slutavverkningsbar skog, har vanligen betydligt mer kväve tillförts skogen via deposition än den mängd som lakats ut [77]. Det är bra för våra vatten, åtminstone på kort sikt. Att markens förråd av

kväve och organiskt material byggs upp med tiden kan försämrat vattnen på längre sikt.

De svenska markvattenstudierna visar att totalt mellan ca 10 och 200 kg nitratkväve per hektar lakas ut från rotzonen efter konventionell slutavverkning. Det lägsta värdet kommer från en mager mark i Härjedalen där utlakningen startade fem år efter avverkning och pågick i ungefär fem år [opublicerade data]. Det högsta värdet kommer från en bördig mark i Halland och siffran gäller de första sju åren efter avverkning [118]. Nitratläckaget från rotzonen är betydligt högre än vad som registrerats i vattendrag, vilket antyder att mycket kväve omsätts (tas upp av markorganismer och vegetation eller denitrifieras) eller späds ut med djupare, opåverkat grundvatten innan det når vattendraget.

Hur slutavverkning påverkar utlakningen till ytvatten har undersökts i små avrinningsområden i södra hälften av Sverige. I Hälsingland helträdsavverkades 95 % av avrinningsområdet Snipptjärn under

vintern 1980–81. Under de åtta första åren utlakades i medeltal ca 1 kg nitratkväve per hektar och år, vilket var ca tio gånger så mycket som från den kvarvarande skogen [Kaj Rosén, Skogforsk, och Torbjörn Nilsson, SLU, muntligen]. Även utlakningen av organiskt bundet kväve ökade och denna ökning var mer långvarig. Detta berodde troligen på att avverkningen medförde att grundvattennivån steg och förstörde utströmningsområdena. Det ökade sannolikt avrinningen och utlakningen av organiskt kväve från ytliga markskikt med ett högt innehåll av organiskt material (jfr Figur 10). Under de första 16 åren lakades 27 kg kväve per hektar ut till följd av avverkningen, varav 15 kg var organiskt bundet kväve och 12 kg var oorganiskt kväve. I Kloten i Västmanland undersöktes vattenkemin under tre år i fyra vattendrag i dränerade områden som delavverkades i början på 1970-talet [30]. Här stod organiskt bundet kväve för merparten av det utlakade kvävet. Mätningarna avslutades innan hyggeseffekten troligen klingat av. I ett delavverkat område i Uppland lakades ungefär lika mycket organiskt bundet kväve ut som oorganiskt under de fyra första åren [59].

I ett avrinningsområde på Söderåsen i Skåne skapades ett hygge p.g.a. vindfällning [115]. Här dominerades merutlakningen av nitrat och den årliga utlakningen var som mest 18 kg nitratkväve per hektar. I Söderåsen lakades dubbelt så mycket nitratkväve ut på ett enda år jämfört med vad som lakades ut under åtta år i Snipptjärn i Hälsingland. Notera att även bakgrundsläckaget, d.v.s. utlakningen från den stående skogen, var olika i Söderåsen och Snipptjärn. I Söderåsen var bakgrundsläckaget av nitrat ca 80 gånger högre än i Snipptjärn (7,9 respektive 0,1 kg nitratkväve per hektar och år).

Hyggesandel i avrinningsområdet

Om man slutavverkar 20 hektar av ett 50 hektar stort avrinningsområde (exempelvis i området ovan C i Figur 7) kommer man med största sannolikhet att se att kvävehalterna ökar i det avrinnande vatten. Om man även tar prover nedströms i ån, som vattendraget så småningom mynnar i (i A i Figur 7), kommer man troligen inte att upptäcka någon ökning alls p.g.a. utspädning. Avverkningen utgör inte mer än 1 % av åns 2 000 hektar stora avrinningsområde men 40 % i det lilla.

Studier från Dalälvens avrinningsområde visar att den avverkade arealen sällan överstiger 10 % när man delar in avrinningsområdet i delområden som är 1 000–1 500 hektar stora, d.v.s. i det storleksinterval som Sverige ska redovisa vattenförekomsternas tillstånd till EU (Figur 20). Med denna rumsliga upp-lösning kommer det att vara svårt att påvisa några påtagliga kväveeffekter av skogsbruk.

Vi uppskattar att hyggesandelen bör överstiga ca 30 % av avrinningsområdet i Svealand och Norrland och ca 20 % i Götaland för att man ska kunna påvisa en effekt av slutavverkning på kväveutlakningen i avrinnande vatten. Vid beräkningen antog vi att kväveläckaget från avrinningsområdet skulle fördubblas p.g.a. slutavverkningen; från 1 kg kväve (N) per hektar till 2 kg N per hektar för Svealand och Norrland, och från 1,5 kg N per hektar till 3 kg N per hektar för Götaland. Det gjorde vi för att någorlunda säkert kunna skilja effekten av slutavverkning från den naturliga variationen. Utlakningen från hyggesarealen antogs vara 4 kg N per hektar i Svealand och Norrland och 10 kg N per hektar för Götaland. Om X representerar andelen hygge erhålls följande ekvationer:

Svealand och Norrland: $1 \text{ kg N/ha} \times (1-X) + 4 \text{ kg N/ha} \times X = 2 \text{ kg N/ha} \Rightarrow X=0,33$ (d.v.s. ca 30 %)

Götaland: $1,5 \text{ kg N/ha} \times (1-X) + 10 \text{ kg N/ha} \times X = 3 \text{ kg N/ha} \Rightarrow X=0,18$ (d.v.s. ca 20 %)

Fosforutlakning från hyggen

Fosfor är inte lika väl studerat som kväve i samband med avverkning och andra skogsbruksåtgärder. Fosfor transporteras dock både löst i vattnet och bundet till partiklar. Den lösta fosfor är i stor utsträckning bunden till humusämnen, vilket innebär att avverkningar som medför en påtaglig höjning av grundvattennivån, och därmed utlakningen av humusämnen, ökar risken för fosforläckage. Om en slutavverkning leder till ökad erosion leder detta även till högre fosforläckage särskilt om marken innehåller apatit eller andra fosforhaltiga mineral. En studie i Kloten i Bergslagen visar att utlakningen av fosfor ökade under de tre första åren efter slutavverkning, från 0,05 till 0,10–0,18 kg totalfosfor per hektar och år [30]. Huvuddelen utgjordes av organiskt bunden fosfor. Även studierna i Snipptjärn i Hälsingland indikerar en ökad

utlakning av fosfor under de två första åren efter avverkning [111]. Fosforutlakningen ökade från i medeltal 0,03 till 0,17 kg fosfor per hektar och år, med något högre utlakning det första året efter avverkning. Även resultaten från fyra hyggen i södra Sverige indikerar ökad fosforutlakning under två till tre år efter slutavverkning [111]. Tre avverkade områden med planterad gran visade fortsatt förhöjda värden jämfört med växande skog under flera år [111]. Det finns även indikationer på förhöjt fosforläckage upp till 25–30 år efter avverkning i tre avrinningsområden i Mellansverige [62].

Utlakning från torvmark

Hur slutavverkning på dikade torvmarker påverkar vattenkemin i avrinnande vatten har studerats i både Finland och Sverige. Studierna visar att halterna och utlakningen av löst organiskt kol, organiskt kväve, ammonium, nitrat och ibland fosfor ökar efter slutavverkning [2, 59, 75].

Limnologin och näringstillförsel

Den förhöjda kväve- och fosforutlakningen efter slutavverkning och ökade ljusinstrålningen till vattendrag utan trädbevuxen kantzona leder till att primärproduktionen i vattendragen ökar [83]. Ett resultat av detta är att mängden trådalger kan öka kraftigt i små vattendrag som avvattnar hyggen. Den större algbiomassan gynnar algbetande bottenfauna och orsakar en förskjutning i artsammansättning i vattendragen. De biologiska effekterna är sannolikt störst under de första åren efter avverkning och i mindre vattendrag. Längden på den avverkade sträckan av vattendraget har betydelse för hur organismerna påverkas eftersom vattendraget tillförs mycket alloktont material vid avverkningen av den strandnära skogen. En lång avverkad sträcka ger därmed större påverkan än en kort.

Kväve och fosfor till havet

Tillförseln av kväve och fosfor från hyggen har marginell betydelse för belastningen på Östersjön och Västerhavet [63]. De största bidragen till haven utgörs av läckage från de stora arealerna med trädbevuxen skogsmark, myr och fjäll samt från andra källor som jordbruksmark, reningsverk m.m. Utlakningen från hyggen påverkar främst de sjöar, vattendrag och grundvattenmagasin som ligger i direkt anslutning till hyggena.

Kvicksilver

En stor del av det kvicksilver som finns i skogsmarken härrör från utsläpp p.g.a. mänsklig aktivitet [14,103]. Kvicksilver förekommer i olika former. Framförallt metylkvicksilver har rönt stor uppmärksamhet på senare tid i samband med skogsbruk [14]. Metylkvicksilver hör till en av de mest toxiska kvicksilverformerna och anrikas i näringskedjan. Metallens giftighet har större betydelse för hälsan hos människor och rovdjur i toppen på näringskedjan, än för de vattenlevande organismerna i allmänhet. I närmare hälften av Sveriges sjöar är metylkvicksilverhalten i gädda så hög att Livsmedelsverket varnar för alltför hög konsumtion (www.slv.se). En studie visade att en stor del av variationen i metylkvicksilverhalt i abborre och mört från 78 sjöar i Uppsala län förklarades av markanvändningen i sjöarnas tillrinningsområden [104, 105]. De högsta kvicksilverhalterna uppmättes i fiskar från skogsbrukspåverkade sjöar.

Utlakningen av metylkvicksilver styrs av hur snabbt metylkvicksilver bildas och dess möjlighet att transporteras till ytvatten. Ändrade grundvattennivåer och flödesvägar kan påverka bildningen och transporten av metylkvicksilver [103]. Totalkvicksilver är bundet till organiskt material i löst och partikulär form. Utlakningen av totalkvicksilver kan därför påverkas om partikeltransporten och utlakningen av organiskt material ändras.

I Kanada mättes halten metylkvicksilver i zooplankton i 38 näringsfattiga sjöar [25]. Nio sjöar hade avrinningsområden som delvis avverkats (8–96 % av avrinningsområdet), nio sjöar hade avrinningsområden som delvis brunnit (50–100 %) och tjugo var referenser. Metylkvicksilverhalten i zooplankton var signifikant högre i de avverkningspåverkade sjöarna (135 ng per g torrsvikt) än i referenssjöarna (112 ng per g torrsvikt) och i de skogsbrandpåverkade sjöarna (97 ng per g torrsvikt). De brandpåverkade sjöarna skilde sig inte signifikant från referenssjöarna. Metylkvicksilverhalten i zooplankton samvarierade både med halten löst organiskt kol i sjövattnet och med variabler som påverkar metyleringshastigheten, d.v.s. pH-värde, sulfathalt och medelhalten syrgas i sjövattnet. Samvariationen med halten löst organiskt kol antyder att transporten av kvicksilver via humus från land till vatten spelat en viktig roll.

Totalhalten kvicksilver mättes i kanadensiska gäddor ett till tre år efter avverkning [26]. Avrinningsområdena till de provtagna sjöarna var antingen avverkade (11–72 % av områdenas yta) eller opåverkade under minst 40 år. Kvicksilverhalten i gädda var signifikant högre i de avverkningspåverkade sjöarna (3,4 µg kvicksilver per g torrvtikt gädda) än i referenssjöarna (1,9 µg kvicksilver per g).

Hur metyleringen av kvicksilver går till vet man inte i detalj, men metyleringshastigheten är högst på fuktiga marker med fluktuerande grundvattennivåer och där det periodvis uppstår syrgasbrist [103]. Bäcknära zoner och myrmark är därför områden med hög metyleringspotential jämfört med fastmark. Nästan allt metylkviksilver är bundet till organiskt material, vilket innebär att varje skogsbruksåtgärd som ökar läckaget av humus till ytvatten leder till att fisk och andra organismer riskerar att utsättas för en ökad exponering [103].

En finsk studie indikerar att utlakningen av total- och metylkviksilver kan öka efter slutavverkning och markberedning [87]. Det finns flera teorier om varför kvicksilverutlakningen ökat efter avverkning. Ändrade grundvattenflöden och ökat utflöde av organiskt material är några av teorierna, men forskarna vet ännu för lite för att kunna ge en fullständig förklaring. En allmän översikt om till- och bortförsel av kvicksilver från avrinningsområden i tempererade och boreala områden ges av Grigal [29].

Kviksilver förekommer i olika former. I metylkviksilver, CH_3Hg , är kvicksilveratomen bunden till en metylgrupp.

Virke vid bilväg

Då man avverkat skogen lagras virket i väntan på transport till industrin. Lagringstiden varierar, bl.a. beroende på avverkningstraktens tillgänglighet och vädret, men för att virket ska anses färskt måste virket transporteras till industrin inom tre veckor efter avverkning under sommarhalvåret. Mätningar i bevattnade virkesupplag har visat att utlakningen av syreförbrukande ämnen, organiskt material, kan vara hög från virkestravarna [49, 50]. Även fosfor och

giftiga ämnen kan lakas ut. Notera att bevattningsmängden i virkesupplag ofta kraftigt överstiger normala nederbörds mängder och att virkesmängderna är avsevärt större än i skogen. Om det regnar mycket och virkestravarna placerats så att avrinningen kan ske direkt till ytvatten, exempelvis via vägdiken, finns emellertid en viss risk att vattenmiljön påverkas negativt.

Föryngring under högsärm

Att föryngra under en högsärm innebär att träd från det gamla beståndet lämnas kvar vid föryngringsavverkningen. Syftet med skärmen är bl.a. att skydda uppväxande plantor från frost och vegetationskonkurrens (oftast gran) och ibland även beså marken. Vindfällning av särmträd är dock ett problem. Det är svårt att ge entydiga rekommendationer om vilka marktyper som passar för särmföryngring, speciellt om man helt litar till naturlig föryngring i skärmen [97].

På frisk moränmark har särmar minskat utlakningen av oorganiskt kväve jämfört med konventionell slutavverkning [3]. Det visar tre fältförsök på frisk moränmark i Skåne, Småland och Dalarna. Där var halten oorganiskt kväve i markvattnet lägre i talldominerade särmar (121–157 träd per hektar) än på motsvarande hyggen. Mätningar av mängden kron dropp, d.v.s. nederbörden under träd kronor, antyder att avrinningen är lägre i särmar än från hyggen [3]. Mängden kron dropp minskade nämligen med ökande särm täthet. Lägre halter oorganiskt kväve i särmar än på hyggen i kombination med lägre avrinning leder till lägre utlakning. Ytterligare faktorer som kan påverka utlakningen från särmar är om skärmen påverkar kvävedepositionen eller markvegetationens sammansättning och biomassa [52]. I en studie från södra Sverige påverkades den totala kvävedepositionen mätt i kron droppet inte uppenbart av särmens täthet [3].

Man har också undersökt hur granssärmar på torvmark påverkar utlakningen i avrinningsområden i Uppland och Dalarna [59]. I Uppland bestod marken av ett 0,2–2 m djupt torvskikt ovanpå en kalkrik lera. I Dalarna var det 0,2–0,5 m torv ovanpå morän. Under de första tre–fyra åren var det inte några större skillnader i det avrinnande vattnets kemi från gran-

skärmar respektive kalavverkad mark. I Uppland var det heller inga större skillnader i utlakning. För områdena i Dalarna gick det inte att beräkna utlakningen. Möjliga orsaker till att skärmarna inte bidragit till minskad utlakning kan vara skärträdens höga ålder, försämrad trädvitalitet till följd av ökad grundvattennivå och den korta mätperioden. Jämfört med den kvarvarande skogen var utlakningen alltid högre från skärmen beroende på att vattenflödet från skärmen var högre.

Markberedning

De flesta mekaniska markberedningsmetoder, exempelvis harvning och högläggning, innebär att mårskiktet vänds och täcks av mineraljord (Figur 22). Samtidigt skapas områden med bar mineraljord. Kväveomsättningen ökar i högarna och minskar i områdena med bar mineraljord. En studie på en mager tallmark i Härjedalen visar att kväveförrådet i harvade områden (fårar och tiltor) inte skilde sig signifikant från de ej markberedda områdena fem år efter markberedningen [79]. Markberedningen gjordes för hand med spade i syfte att efterlikna harvning, inom en liten cirkel med en lysimeter (markvattenprovtagare) i centrum. Tiltorna och fårornas yta motsvarade vardera 25 % av ytan runt lysimetern. Markvattnet provtogs så att den sammanlagda effekten av fårar, tiltor och ostörd mark mättes. Under de första åren påverkades inte kvävehalterna i markvattnet under rotzonen signifikant [90]. Efter 14 års mätningar konstaterades att nitrathalterna i markvattnet, och sannolikt även nitrattutlakningen till grundvattnet, totalt sett var lägre i harvade områden än i den ostörda marken [94]. Detta berodde troligen på att det kom att växa mer i de harvade områdena p.g.a. ökad självföryngring. Liknande studier på bördig mark i södra Sverige redovisar små effekter av högläggning på markvattekemi och utlakning till grundvattnet [3, 118].

Två finländska studier visar att harvning och plöjning påverkar vegetationen både på kort och på lång sikt. Efter harvning återkoloniserades tiltor, fårar respektive ostörd mark olika snabbt [84], vilket sannolikt påverkade utlakningen [85]. Fem år efter harvning var fältvegetationens biomassa och näringsförråd betydligt högre på tiltorna än i harvfårorna. En del av den ökade näringstillgången i tiltorna hade därmed bundits

in i fältvegetationen. I en annan studie visade finrötternas biomassafördelning att granar tog upp betydande mängder näring och vatten från plogtiltorna under de första 20 eller 33 åren efter plantering [108]. Nya studier om harvning och inversmarkberedning (en metod under utveckling) är på gång, vilka kommer att öka våra kunskaper om markberedningens effekter på vattenflöden och vattenkemi. Det finns så vitt vi känner till inga studier där man renodlat effekten av markberedning i avrinningsområden med förhållanden som är relevanta för Sverige.

I två gamla markberedningsförsök i norra Sverige fann man att kväveförrådet ner till en meters djup var 16 respektive 19 % lägre i de markberedda ytorna än i kontrolytorna drygt 60 år efter markberedningen [117]. Kväveförrådets storlek vid denna tidpunkt är bl.a. en funktion av hur mycket kväve som lakats ut, och byggts in i det nya beståndet och i markvegetationen resp. fixerats mikrobiellt från luften.

Tio år efter markberedning fann man inga säkerställda skillnader i ekosystemets totala förråd av kväve på ytor med kraftig markberedning ner till 50 cm djup jämfört med ytor med fläckmarkberedning [82]. Däremot skilde sig fördelningen av kväveförrådet. I ytorna med kraftig markberedning var kväveförrådet



Foto: Bracke Forest

Figur 22. Harvning är en vanlig markberedningsmetod. Tallrikarna snurrar och skapar fårar och tiltor.

i träden högre än i ytorna med fläckmarkberedning, medan kväveförrådet i fältvegetationen var lägre.

Markberedning ökar risken för att eroderat material ska transporteras ut i vattendrag, eftersom man exponerar mineraljord. En ökad transport av eroderat material kan medföra att transporten av partikelbunden fosfor ökar och ge negativa effekter på de akvatiska organismerna (se Substrat och näring sid. 25). Vilken effekt man får efter markberedning beror på jordart, markens lutning, markberedningsmetod och det praktiska utförandet. För att skydda ytvattnen bör zonen närmast ytvattnen inte markberedas.

Val av trädslag

I Sverige återbeskogas huvuddelen av skogsmarken med tall och gran. Tall passar bäst på torra och magra marker medan gran är lämpligast på fuktiga och näringsrika marker. Hur träd utvecklas beror till stor del på markens egenskaper, men träden påverkar också marken och pågående jordmånsprocesser genom näringsupptag och tillförsel av kol till marken. Det är i allmänhet svårt att påvisa att trädslaget påverkar markkemin, vilket i sin tur kan påverka vattenkemin. Ofta är variationen mellan undersökningslokalerna större än skillnaderna mellan trädslagen. Beståndets historik, tidigare skogsskötsel, markens egenskaper och de hydrologiska förhållandena påverkar resultaten. Även skillnader i produktion mellan de undersökta trädslagen ger utslag på markkemin. Den övre delen av marken verkar dock generellt vara mindre sur under lövträd än under gran (Figur 23) [76].

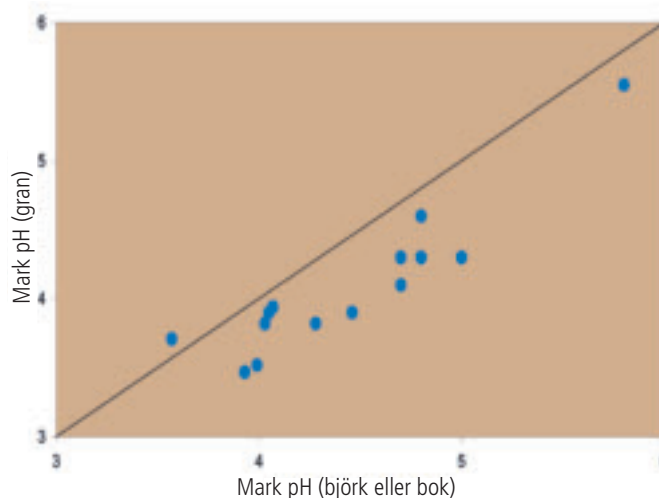
Sambandet mellan trädslag och markkemi har nyligen analyserats i ett stort datamaterial som insamlats på 2 700 av Riksskogstaxeringens provytor mellan 1993–2002 [76]. Provytorna som valdes ut låg på frisk eller frisk-fuktig mark i gallrings- och slutavverkningsbar skog där jordmånen var järn- eller järnhumus-podsol. De viktigaste slutsatserna var:

1. Den tydligaste inverkan av trädslaget på markens syra-basstatus syntes i mårskiktet.
2. I bestånd där lövträd utgjorde 60 % eller mer av grundytan var pH-värdet och basmättnadsgraden i mårskiktet signifikant högre än i rena gran- och tallbestånd. I rostjorden (den s.k. B-horisonten) syntes däremot ingen tydlig effekt.

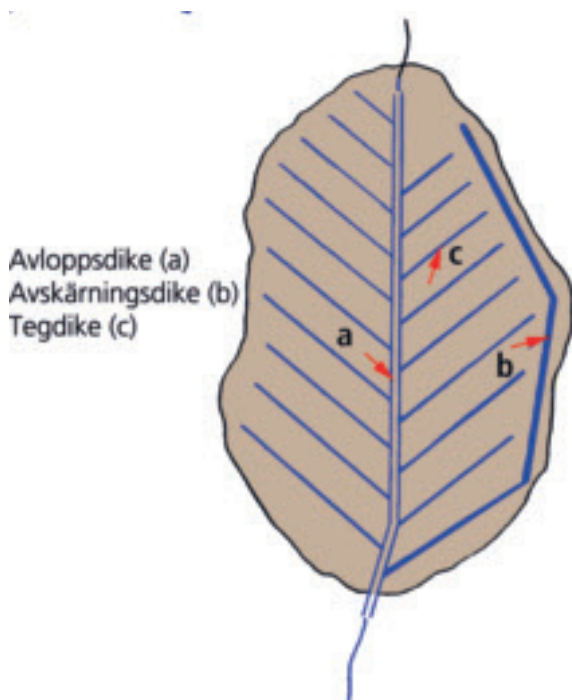
3. pH-värdet i mårskiktet var signifikant lägre i rena tallbestånd i norra Sverige än i motsvarande rena granbestånd.

4. Rena tallbestånd hade högre pH-värde och basmättnadsgrad i rostjorden än rena granbestånd.

En viktig vattenkemisk variabel som kan påverkas av trädslaget är nitrat. Nitrathalten i avrinnande vatten från skogsmark är generellt mycket låg (utom efter vissa skogsbruksåtgärder), oberoende av trädslagsammansättning. I områden med relativt högt kvävenedfall (mer än 20 kg kväve per hektar och år) var utlakningen av nitrat dubbelt så hög från en grandominerad skog jämfört med ett bokbestånd [39]. Granskogar filtrerar ut kväve mer effektivt än bokskogar eftersom granar har en större bladbiomassa och dessutom har barr under hela året. I en svensk studie fann man att depositionen i en granskog var 1,5 till 3,0 gånger högre än i ett björk- respektive ett bokbestånd [se sammanställning i 39]. Det finns sparsamt med information från andra lövträdslag, men de undersökningar som finns tyder inte på att det är någon större skillnad i nitratutlakning för icke-kvävefixerande trädslag.



Figur 23. pH-värdet i de översta 10 cm av mineraljorden tenderar att vara något högre under björk- och bokbestånd än under granbestånd visar studier från Europa [39]. Linjen anger var punkterna skulle hamna om det inte var någon skillnad mellan gran- och lövbestånden.



Figur 24. Här visas ett exempel på hur man avvattnar en torvmark för att öka skogsproduktionen. Dikessystemet består av flera typer av diken. Avloppsdiket samlar upp vatten från andra diken och bäckar och leder det genom området. Avskärningsdiket skär av och avleder vatten från omgivande mark. Tegdiken avvattnar själva myren. Fotot visar ett tegdike som är i behov av rensning.

Markavvattning

I Sverige finns ca 10 miljoner hektar mark med mer eller mindre tjockt torvtäckte, varav ca hälften är produktiv skogsmark och hälften impediment. Sedan mitten på 1800-talet har totalt ca 1,3 miljoner hektar dikats i syfte att producera skog, men ungefär 0,3 miljoner hektar förblev improduktiva och 0,2 miljoner hektar har bedömts vara i behov av dikesrensning [36–38]. De markavvattnande åtgärder som är aktuella i skogsbruket idag är skyddsdikning, dikesrensning och, i liten omfattning, nydikning. Dessutom görs vägdiken då skogsbilvägar anläggs.

Skyddsdikning

När skogen avverkas minskar avdunstningen. Grundvattennivån stiger då, vilket kan leda till syrebrist i marken i sluttningarnas nedre delar. Detta kan allvarligt försämra förutsättningarna för förnygring och i sämsta fall omöjliggöra återbeskogning av dessa områden. Det är därför tillåtet att skyddsdika för att leda bort överskottsvattnet, men verksamheten är anmälningspliktig till Skogsstyrelsen enligt Skogsvårdslagen 14 §. Blöt mark får inte skyddsdikas. Vid en skyddsdikning ska åtgärden inte leda till en varaktig produktionshöjning, vilket innebär att diket bör vara maximalt ca 0,3–0,5 m djupt. Tanken är att



Foto: Eva Ring

dikets dränerande funktion ska ha upphört när ungskogen nått en sådan produktion att avdunstningen från ungskogen motverkar försumpningen. Effekterna av skyddsdikning liknar troligen effekterna vid nydikning.

Dikning

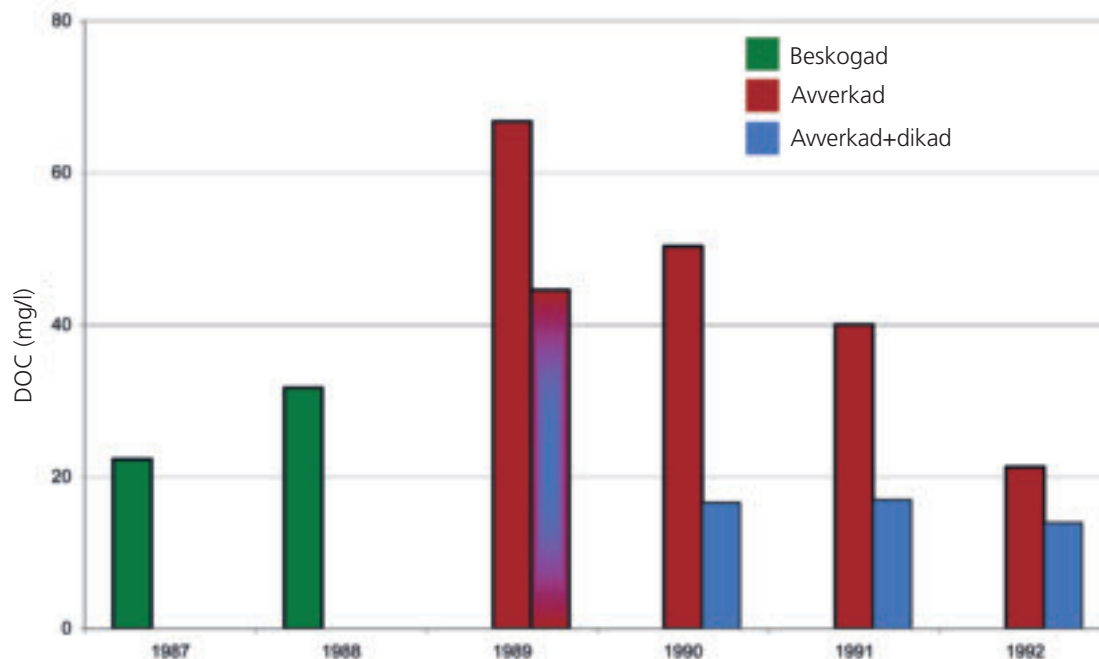
För markavvattning krävs tillstånd av länsstyrelsen och det är för närvarande mycket begränsade arealer torvmark som nydikas. Dikning för skogsproduktion syftar till att sänka grundvattennivån permanent så att syre kan tränga ned till trädens rötter. Sänkt grundvattennivå medför att markens omättade zon blir mäktigare, vilket ökar markens förmåga att lagra vatten i samband med kraftiga regn. Dikessystemen motverkar därför höga flödestoppar i nedströms liggande vattendrag [58, 98]. Endast då hela marken är vattenmättad kan ytterligare nederbörd möjligen dräneras snabbare i dikade områden än i odikad mark. Vattendragens lågvattenflöde under torrperioder är dock normalt högre efter dikning till dess att avdunstningen från skogen motverkar detta [58, 98]. Generellt sett minskar dikessystemen vattnets uppehållstid i landskapet dels för att man ökar dränerings-

effektiviteten (dräneringssystemet utökas med diken), dels för att man vid tidigare dikningsarbeten ofta rätat ut befintliga vattendrag.

Dikning leder vanligen till ökad transport och erosion av partiklar, högre utlakning av kväve och fosfor och minskade halter humusämnen samt högre pH i det avrinnande vattnet (Figur 25) [2, 98]. Utlakningen av kväve och fosfor kan fördubblas under några år efter dikningen. För kväve är orsaken en ökad nedbrytning av organiskt material och utlakning av ammonium som ibland omvandlas till nitrat. För fosfor förefaller den ökade tillförseln av eroderat material vara den största källan. Anläggning av vägdiken längs skogsbilvägar ger i fuktiga partier antagligen liknande dränerande och kemiska effekter som skogsdikning.

Dikesrensning

I Sverige bedöms ca 200 000 hektar dikad produktiv skogsmark vara i behov av rensning om diken ska bibehålla sin avvattande funktion [37]. Det innebär att dikesrensning bör utföras innan grundvattennivån i omgivande mark stigit till nivåer som kan skada trädens rötter och leda till produktionsbortfall. Dikesrensning är tillåten så länge som diket inte blir



Figur 25. Årlig medelhalt av humusämnen (mätt som löst organiskt kol, DOC) i avrinnande vatten i bäcken Gillermossen i Bergslagen. Hela området avverkades 1989, och ett delområde dränerades i slutet av samma år. Därför är högra stapeln för 1989 endast delvis blå. Det avverkade och dikade området läckte mindre humus än det område som bara avverkades. Det läckte även mindre än innan avverkning. Data från Lars Lundin, SLU.

djupare än när det anlades, men man bör i förväg göra en anmälan för samråd (enligt 12 kap 6 § miljöbalken) till Skogsstyrelsen (www.skogsstyrelsen.se) och [101]. Om diket har växt igen och omgivande mark åter försumpats så att ett "nytt naturtillstånd" uppstått, jämfört med förhållandena efter den ursprungliga dikningen, måste man ansöka om tillstånd hos länsstyrelsen för markavvattning. Det finns juridiska oklarheter angående dikesrensning. De berörda myndigheterna arbetar med att klargöra de regler och tolkningar som ska gälla.

Förutsatt att dikesrensningen sker innan grundvattennivån nämnvärt påverkats bör effekten på vattenkvaliteten av en dikesrensning vara mindre än vid nydikning och sannolikt även vid skyddsdikning. Erosionsrisken vid själva grävningen kvarstår dock. Avgörande för transporten av suspenderat material vid alla typer av dikesarbeten är hur man ansluter diken till vattendrag och sjöar. Dikesvattnet ska helst inte ledas direkt ut till ytvatten (se även Substrat och näring sid. 25). Först bör det eroderade materialet få möjlighet att sedimentera. Sedimentationsbassänger, slamgropar, översilning och olika filterkonstruktioner är exempel på åtgärder som man kan vidta för att minska partikeltransporten till ytvatten.

I en omfattande finsk studie i 40 avrinningsområden fann man att dikesrensning och viss nydikning i genomsnitt minskade surheten, ökade vattnets elektriska ledningsförmåga (ett mått på hur mycket joner som finns i vattnet), ökade halterna av partiklar, natrium, kalium, kalcium och magnesium och minskade halterna av löst organiskt kol [47]. Ammoniumhalterna ökade medan halterna av organiskt kväve minskade. I några områden ökade halterna av aluminium och järn kraftigt under en relativt kort period. Höga fosforhalter uppmättes i några få områden i anslutning till dikesrensningen, men totalt sett såg man inga effekter på halterna av löst fosfor. Eftersom vattenproverna filterades före kemisk analys kunde inte halten partikulärt bunden fosfor mätas. Mätningarna i diken påbörjades en till två år före rensningsåtgärderna och pågick därefter i två till tre år. I en annan finsk studie fann man att halterna av totalfosfor ökade efter dikesrensning och viss nydikning [67].

Dikesrensning påverkar de vattenlevande organismerna i det rensade diket men ger ofta även effekter

längre ner i vattensystemet på grund av den ökade transporten av partiklar (se även Substrat och näring sid. 25). Hur de vattenlevande organismerna påverkas beror på rensningens omfattning, jordart, vattenflöden och artsammansättningen i diket och i vattendrag nedströms. I ett igenväxt tegdike på en torvmark (Figur 24) är effekterna troligen små jämfört med i en tidigare dikad del av ett naturligt vattendrag. I det senare fallet ger rensningen kraftiga effekter både lokalt i dikesavsnittet och nedströms. Man gräver bort organismerna från det rensade dikesavsnittet och tar bort viktiga fysiska strukturer i diket som bottenmaterial, död ved, stenar m.m. Det innebär att skydd och födokällor försvinner för vattenorganismerna. Då bottnarna blir mer ensartade förändrar man artsammansättningen av smådjur och eventuell fisk. Till detta bidrar det faktum att ström- och bottenförhållandena blir mer homogena. Om strandvegetationen avverkas vid rensningen minskar beskuggningen och tillgången på föda.

Tillförsel av näring

Skogsgödsling med kväve

Hur skogsgödsling med kväve bör utföras på fastmark beskrivs i Skogsstyrelsens allmänna råd SKSFS 2007:3. I Sverige används endast ammoniumnitrat med tillsats av dolomit och lite bor vid skogsgödsling med kväve [45]. En normal engångsgiva är 120–150 kg kväve per hektar. Upprepad gödsling kan ske och då bör tiden mellan gödslingarna vara minst tio år främst av ekonomiska skäl. Spridningen kan ske både från marken med traktor och från luften med helikopter.

Om gödselmedel hamnar i vattendrag eller på närliggande utströmningsområden ökar halterna av nitrat och ammonium dramatiskt i vattendraget [21]. Höga halter av ammonium kan medföra att ammoniakhalten ökar om pH-värdet i vattendraget ligger i närheten av 7. Höga ammoniakhalter kan orsaka fiskdöd. Genom att lämna en ogödslad skyddszon runt vattendrag kan man undvika de dramatiska ökningarna av nitrat- och ammoniumhalten [80]. Nitrat- och ammoniumhalten i både vattendrag och markvatten är förhöjd vanligen under ett till två år efter gödsling [21, 92]. Enligt de studier som gjorts så lakas mindre än 5 % av normala gödselgivan ut men i ett fall

beräknades utlakningen till ca 25 % [81]. I två studier gjordes mer omfattande kemiska analyser än i tidigare studier [41, 95]. Då fann man att kadmium- och aluminiumhalten ökade kraftigt i markvattnet efter kvävegödsling. Halterna var förhöjda i ungefär ett år. Allt tyder på att kadmium- och aluminiumhalten ökade för att gödslingen gjorde markvattnet surare. I ett närliggande vattendrag observerades inga öknings- ar. Det berodde sannolikt på att kadmium och aluminium lades fast längre ner i marken där det är mindre surt, eller att det gödslade området utgjorde en liten andel (ca 25 %) av det undersökta avrinningsområdet så att effekterna spädades ut.

Skogsgödsling ökar markens förråd av kväve, vilket kan påverka nitratutlakningen efter slutavverkning. En markvattenstudie visar att nitratutlakningen kan öka efter slutavverkning i norra Sverige, om man gödslar med mycket höga kvävegivor, d.v.s. totalt med mer än 1 000 kg per hektar [opublicerade data]. Detta är en betydligt högre totalgiva än de 450 kg kväve per hektar och omloppstid som Skogsstyrelsen rekommenderar som högsta totalgiva för denna del av landet (SKSFS 2007:3). I Blekinge fann man att utlakningen efter avverkning var lägre i provytor som tidigare gödslats med urea jämfört med i ogödslade provytor [93]. Detta berodde troligen på att gödslingen gynnat hyggesvegetationen som då tagit upp mer kväve. Ovan nämnda studier avviker på olika sätt, och i varierande grad, från praktisk skogsgödsling av idag. Nya studier är på gång som kommer att lära oss mer om de långsiktiga effekterna av skogsgödsling.

Askåterföring och kalkning

Aska och kalk är basiska ämnen som använts för att motverka mänskligt orsakad försurning av skogsmark. Fram t.o.m. år 2006 hade kalk och/eller aska spritts på totalt ca 55 000 hektar fastmark [73]. Skogsstyrelsen har i sitt åtgärdsprogram mot markförsurning bedömt att 200 000-350 000 hektar skogsmark främst i södra och sydvästra Sverige kan vara i behov av tillförsel av aska och kalk [100]. Syftena med dessa åtgärder är dels att upprätthålla en jämvikt mellan tillskott och förluster av mineralnäringssämnen i skogsmark, dels att minska skogsmarkens läckage av aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten.

Vid helträdsskörd, d.v.s. skörd av stam inklusive

grenar och toppar (GROT), ökar risken för att markens förråd av bl.a. kalcium, magnesium och kalium ska minska [22]. För att motverka denna markförsurning råder Skogsstyrelsen att man på vissa marker ska tillföra aska från förbränning av biobränslen till skogen [99]. Askan innehåller de flesta ämnen, inklusive tungmetaller, som fanns i biobränslet utom kväve.

I de fall då även den bäcknära zonen (utströmningsområdena) kalkats, visar resultaten från de kalk- och askspridningsförsök som utförts av Skogsstyrelsen, att åtgärden ger en snabb minskning av bäckvattnens aciditet (halten vätejoner och aluminium minskade) [113]. Kalkning med 3 ton kalk per hektar av enbart fastmark i inströmningsområden har däremot inte gett tillräcklig effekt för att höja pH-värdet och sänka halterna oorganiskt aluminium till icke giftiga nivåer i bäckvattnet 16 år efter kalkning. De minskningar som konstaterats är i nivå med den naturliga återhämtningen från försurning i ej kalkade bäckar [119]. Experimentella studier har visat att kalkeffekten tränger ned i marken med ca 1 cm per år [73]. Äldre kalkningsförsök visar att aciditeten minskat på 30–50 cm djup i sura moränjordar i södra Sverige 25–48 år efter behandling med 3–5 ton kalk per hektar [73].

I en omfattande genomgång av europeiska och nordamerikanska undersökningar fann man att askåterföring och kalkning av skogsmark vanligtvis leder till mer basiska förhållanden i mårлагret och den övre mineraljorden [60]. Flera exempel förekom dock, även från Sverige, på att surheten ökade i markvattnet på 40–50 cm djup i mineraljorden. Det resulterade i förhöjda aluminiumhalter under flera år i förhållande till de opåverkade referenserna. I flera försök påvisade man en ökad nedbrytning av markens förråd av organiskt material, vilket bl.a. gav upphov till ökad koldioxidavgång och ökade halter av organiskt bundet kol samt nitrat i markvattnet. Kalkning av våtmarker har visat sig kunna stimulera utflödet av humus och metylkvicksilver till sjöar [69]. Effekterna av markkalkning och askåterföring är därför inte odelat positiva.

Vitaliseringsgödsling

Med vitaliseringsgödsling, eller kvävefri gödsling,

avses tillförsel av gödselmedel som inte innehåller kväve utan andra makro- och mikronäringsämnen, som exempelvis fosfor, kalium, magnesium, kalcium, zink och bor. På 1990-talet diskuterades behovet av att gödsla med andra näringsämnen än kväve. Skälen som framfördes var att markförsurningen minskar markens förråd av baskatjoner samtidigt som kväve-depositionen ökar trädttillväxten. Detta ansågs utgöra en risk för att träden skulle drabbas av närings- obalans och sämre vitalitet. Vitaliseringsgödsling på skogsmark har endast skett försöksmässigt i liten skala. Idag diskuteras inte vitaliseringsgödsling utan nyttan av att tillföra vedaska, vars sammansättning påminner om vissa kvävefria gödselmedel (se Ask- återföring och kalkning sid. 48).

Några studier har gjorts på de mark- och vattenkemiska effekterna av vitaliseringsgödsling. Dessa studier visar att fosforhalten i ytvatten kan öka kraftigt om gödselmedel hamnar för nära vattnet [78]. Fosfor i gödselmedlet fastläggs annars nära markytan medan lättlösliga och lättörsliga katjoner som kalium transporteras ner i marken. En relativt liten andel av de tillförda ämnena tycks lakas ut. I markvattnet har man funnit att pH-värdet sjunkit och aluminiumhalten ökat efter gödsling med magnesiumpulfat eller Skog Vital®, troligen p.g.a. utbytesreaktioner i marken.

Bekämpningsmedel

Skogsbrukets andel av användningen av bekämpningsmedel utgör bråkdelens procent av totala försäljningen i landet (4,6 ton bekämpningsmedel vilket motsvarar 0.05 % av försåld mängd år 2006 [53]). Biologiska bekämpningsmedel, svamppreparat, används för att motverka spridning av rotröta i samband med gallring och slutavverkning [110]. Växtskyddsmedel används för att motverka angrepp av snytbaggar i planteringar på nyupptagna hyggen, framför allt i södra och mellersta Sverige. Plantorna är i regel förbehandlade med växtskyddsmedel och ofta efterbehandlas de under året efter planteringen. Med växtskyddsmedel menas vanligen kemiska och biologiska bekämpningsmedel som används för att skydda växter mot skadliga organismer (www.naturvardsverket.se).

De kemiska växtskyddsmedel som i dag är tillåtna i Sverige för användning mot snytbaggar baseras

Vid spridning av kemiska bekämpningsmedel gäller Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1997:2) och allmänna råd.

på cypermetrin, lambda-cyhalotrin och imidakloprid som aktiv substans (se Bekämpningsmedelsregistret på www.kemi.se). Dessa medel är potenta gifter som effektivt slår ut skadeinsekter (t.ex. snytbaggar), men som också verkar mot nyttodjur som t.ex. bin. Cypermetrin och lambda-cyhalotrin är också mycket giftiga för fisk och vattenlevande djur. Alla pyretroider orsakar skador på organismerna redan vid så låga koncentrationer att de inte upptäcks ens vid de mest avancerade kemiska analyserna. I ett antal dokumenterade fall har man kunnat härleda kräft- och fiskdöd till förekomst av den idag förbjudna substansen permetrin. All hantering av växtskyddsmedel måste följaktligen ske så att tillförsel till ytvatten helt undviks.

Växtskyddsmedel kan råka hamna i ytvattnen via vindavdrift eller ytavrinning p.g.a. kraftiga regn. Alternativa tillförselvägar vid plantbehandling är hantering och påfyllning av sprututrustning i närheten av ytvatten, felaktig förvaring av behandlade plantor och emballage i närheten av ytvatten och spädning av stamlösningar av växtskyddsmedel. Besprutning av obarkat virke vid bilväg nära diken och vattendrag utgör också en risk. Dessa verksamheter kan leda till indirekt eller direkt kontaminering av vattnekosystemet.

Körning i terräng

Idag utförs de flesta skogsbruksåtgärder med hjälp av terrängmaskiner. Körning i terräng kan leda till kompaktering av marken [23], spårbildning, erosion och tillförsel av olja, smörjfett och bränsle p.g.a. läckage från terrängmaskinerna [7]. De akvatiska effekterna av spårbildning och markkompaktering beror på en mängd faktorer, bl.a. områdets topografi, hydrologi och jordart och markstörningarnas geografiska

mönster, d.v.s. hur störningarna är sammankopplade med varandra och med angränsande ytvatten [34]. Då marken kompakteras minskar markens infiltrationsförmåga för vatten vilket ökar risken för ytvavrinning. Konsekvenserna av ytvavrinning kan vara ökad erosion och att ett eventuellt läckage av hydraulolja transporteras direkt ut i ytvattnet.

Spårbildning

Spårbildning kan påtagligt påverka ytvattens kvalitet främst genom ökad tillförsel av finkornig mineraljord och organiskt material (se även Substrat och näring sid. 25). Denna materialtransport innebär även att partikelbundna näringsämnen och tungmetaller transporteras till ytvatten i ökad omfattning. Andelen blottlagd mineraljord och mineraljordens erosionsbenägenhet är viktiga för partikeltransporten. Jordar som byggs upp av stora partiklar, exempelvis grus och sten, är svåreroderade medan jordar som innehåller mycket mo, mjäla och sand är relativt lätteroderade. Risken för spårbildning och efterföljande erosion ökar om marken är fuktig eller ofrusen och om körningen görs i samband med kraftig nederbörd och/eller snösmältning. Ytterligare erosion och partikeltransport kan ske vid högvattenflöden.

Spårbildning i den strandnära zonen är särskilt allvarligt eftersom grundvattennivån ligger nära markytan. Här flödar grundvattnet ytligt och i riktning mot ytvattnet. Den strandnära zonen fungerar vanligtvis som ett filter för eroderat material från närliggande markområden (se Grundvatten sid 16, Vattendrag sid. 17), men om det blir ett spår i strandzonen kan eroderat material transporteras direkt ut till ytvattnet istället för att fastna i vegetationen i strandzonen. Det ytliga grundvattenflödet kan även skapa erosion i själva hjulspåret och på så sätt öka utflödet av partiklar till ytvatten (Figur 26). I vattendrag kan detta skapa betydande problem med grumling och igen slamning av botten i lugna partier nedströms.

Även mindre förändringar i vattnets flödesvägar, p.g.a. spårbildning kan få stor inverkan på avrinningen av olika ämnen, bl.a. organiskt material, totalfosfor och metylkvicksilver. Spårbildning längs en tillfälligt iordningsställd körväg i ett skogbevuxet avrinningsområde i forskningsområdet Gårdsjön ledde till att ett litet vattendrag temporärt dämades upp (dam-

men var mindre än 50 m²). Detta ökade det årliga utflödet av metylkvicksilver minst tre gånger under de följande tre åren jämfört med innan markskadan uppstod [72]. Mätningarna har fortsatt och de visar att utlakningen av metylkvicksilver varit förhöjd i sju år [John Munthe, IVL, muntligen]. Trots att dämningen snabbt togs bort, och vattenflödena återgick till det normala inom några veckor, tycks dämningen ha lett till en långvarig markstörning vilken ökat utlakningen av metylkvicksilver.

Limnologisk påverkan

Körning i och nära vattendrag kan givetvis ge upphov till en direkt fysisk påverkan på de organismer som befinner sig där. Det akvatiska livet påverkas dock främst av en ökad tillförsel av eroderat material (se Igen slamning sid. 25). Det finns flera sätt att minska markskadorna vid körning i terräng [106].

Oljespill

Användning av skogsbruksmaskiner innebär en risk för läckage av hydraul- och sågkedjeolja, smörjfett och diesel. De faktorer som i stor utsträckning påverkar läckaget från skogsbruksmaskiner är åldern på maskinen och underhållet. Sågkedjeolja och smörjfett förbrukas vid användningen. Sågkedjeoljan sprids på marken över stora områden men binds också delvis till stockarna och sågspåret som produceras vid avverkning och kapning. Idag har alla skördare en doseringsutrustning för sågkedjeolja, vilket reducerat förbrukningen (d.v.s. läckaget) avsevärt. En modern slutavverkningsskördare förbrukar idag ca 0,003 liter sågkedjeolja per avverkad kubikmeter fub (fast volym under bark) (Östen Thoresson, Thoressons Maskin Teknik, muntligen), vilket är ungefär en tiondel av förbrukningen för drygt tio år sen [7]. Läckage av hydraulolja och diesel sker också punktvis och beror på fel på utrustningen, haverier eller hanteringen. Vid hydraulslangsbrott kan tiotals liter hydraulolja läcka ut. Genom tekniska förbättringar har man minskat risken för spill av hydraulolja vid påfyllning. Påfyllning av hydraulolja i moderna skogsbruksmaskiner sker genom att en slang på skogsbruksmaskinen ansluts med en snabbkoppling till en plastdunk med hydraulolja. Föraren startar den elektriska påfyllnadspumpen på skogsbruksmaskinen och avläser nivån i hydraulol-

jetanken. En enkätstudie för år 1996 visar att en- och tvågreppsskördare i genomsnitt förbrukade 0,035 resp. 0,032 liter hydraulolja per avverkad kubikmeter fub [7]. Motsvarande uppgifter för moderna skördare idag är ca 0,003–0,005 liter hydraulolja per kubikmeter fub och för skotare ca 0,0015–0,0025 liter (Östen Thoreson, Thoressons Maskin Teknik, muntligen). Även förbrukningen av hydraulolja har således minskat betydligt. Dessutom används i praktiken endast miljögodkända oljor i skogsbruksmaskinernas hydraulsystem.

Olja och andra kemikalier ger ett brett spektrum av biologiska effekter om de hamnar i naturen. På Kemikalieinspektionens hemsida (www.kemi.se) finns länkar till ett flertal databaser där man kan få information om hur olika ämnen påverkar bl.a. vattenlevande organismer. Petroleumprodukter som diesel och hydrauloljor kan om de sprids till vattenmiljön ge toxiska effekter och förhindra syrgasutbytet mellan luft och vatten. Grund- och ytvattentäkter kan spolieras om de förorenas av petroleumprodukter. Särskilt diesel har tämligen stor rörlighet i marken och små utsläpp kan förstöra vattenkvaliteten i enskilda brunnar.

Miljötestade oljor och smörjmedel

Hydrauloljors miljöegenskaper granskas av Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP) enligt en Svensk Standard (SS 15 54 34). De oljor som är granskade och uppfyller denna standard återfinns på SP:s hemsida (www.sp.se), som revideras fortlöpande. Det finns ännu ingen svensk standard för granskning av sågkedjeoljor. Smörjmedel som tilldelats EU:s miljömärke uppfyller emellertid de ekologiska kriterierna, vilka beskrivs i EU-kommissionens beslut (2005/360/EG). Hydrauloljor, smörjfetter och sågkedjeoljor ingår i EU:s definition av smörjmedel (www.ec.europa.eu/environment/ecolabel/index_en.htm). En hydraul- eller sågkedjeolja baserad helt på biologisk råvara har

Figur 26. Körsador i ett utströmningsområde på ett hygge i Västerbotten. Den kraftiga erosionen i körspåren orsakar en påtaglig grumling av bäcken nedströms. Observera grundvattnet som tränger fram i körspåren närmast bäcken och orsakar erosionen.



Foto: Stefan Löfgren

bästa biologiska nedbrytbarhet. För hydrauliska system med höga tekniska krav är en biologisk nedbrytbar helsyntetisk ester en bra lösning, med tanke på livslängd och funktion, även om råvaran inte har helt biologiskt ursprung (Louise Johansson, SMP Svensk Maskinprovning AB, muntligen). Vissa estrar används i smörjfetter. Idag finns även mycket stabila syntetiska estrar baserade på biologisk råvara. Det utvecklas hela tiden nya produkter och funktionen hos befintliga produkter förbättras.

Skogsbilvägar

Det finns ca 210 000 km skogsbilväg i Sverige. Under de senaste åren har det byggts ca 1 700 km nya skogsbilvägar årligen [102]. Vi känner inte till några svenska studier om miljöeffekter av skogsbilvägar. Man kan förvänta sig vattenkemiska effekter vid byggande och underhåll av vägar och hydrologiska effekter på grund av förändrad flödesregim.

Skogsbilvägar bidrar även till att körningen i terrängen minskar vilket ofta kan vara bra för vattnen.

Avrinning

I en internationell litteraturoversikt [18] redovisas fyra egenskaper hos skogsbilvägar som påverkar avrinningen vid höglödessituationer:

1. Hårt kompakterade ytskikt på vägen skapar ytavrinning och medför att allt ytligt vatten rinner av fort.
2. Från bergsidesslänter vid vägar flödar grundvatten ut och kanaliseras via vägdiken till vattendrag.
3. Vägdiken och kulvertar som mottar ytavrinning och grundvatten, kanaliserar detta till vattendrag.

4. Då vägdräneringen mynnar så att fåror eroderas fram, kan fårorna verka kanaliserande för yt- och grundvattenavrinningen. Kanaliseringen förkortar vattnets uppehållstid i landskapet.

Hur dikessystemet påverkar avrinningen beror på dikessystemets utformning (t.ex. total längd, lokalisering och topografi) och hur djupa diken är i förhållande till grundvattenytans läge. Det är främst vid höglödessituationer som vägdiken kanaliserar avrinningen. Då grundvattenytan ligger djupare än diken påverkas avrinningen obetydligt.

Vägtrummor

Då skogsbilvägar dras över vattendrag låter man oftast vattendraget passera vägen genom vägtrummor. Felaktigt placerade eller dimensionerade vägtrummor utgör ett vandringshinder för både fisk och bottenlevande smådjur [8]. Organismerna kan kanske passera vid normala vattenflöden men inte vid höga eller låga flöden. Även om det endast är under korta perioder som trumman utgör ett hinder, kan det få stora konsekvenser.

De viktigaste faktorerna för om en trumma kan passeras är vattenhastigheten, vattendjupet och bottensubstratet i trumman samt om trumman slutar med fritt fall. De områden som inte kan nås kan vara viktiga lekområden, områden där djuren söker föda, övervintringsområden, eller områden med lämpligare temperatur eller habitat. Ett vandringshinder kan också ge problem vid återkolonisation, t.ex. om djuren har förflyttat sig nedströms på grund av förändringar i vattenkemin och sedan inte kan ta sig uppströms igen. Om insekter och andra smådjur, som saknar förmåga att flyga, inte kan ta sig förbi en vägtrumma kan det innebära att födotillgången för fisk och små däggdjur utarmas uppströms.

Åtgärder som kan minska skogsbrukets påverkan

I Skogforsks handledning "Skogsbruk med hänsyn till vatten" föreslår vi hur skogsbruksåtgärderna kan utföras för att minska påverkan på vatten. En åtgärd som görs i skogsbruket idag enbart för att minska påverkan på vatten är att lämna trädbevuxna kantzoner längs ytvatten vid slutavverkning. Det är ett sätt att ta generell hänsyn och räknas inte som en skogsbruksåtgärd. Nedan beskrivs några funktioner som kantzoner kan fylla. Se även [11, 86].

Trädbevuxna kantzoner längs vattendrag och sjöar

Kantzoner längs vattendrag och sjöar bör betraktas som ett permanent geografiskt landskapselement med unika egenskaper, enligt vår syn på skogens vatten. Kantzoner är dynamiska miljöer som kan se ut på olika sätt och ha varierande funktioner. I Sverige likställs ofta kantzoner längs vatten med trädbevuxna kantzoner (Figur 27). Det finns skäl att istället betrakta kantzonen som det geografiska området närmast sjön eller vattendraget, med eller utan träd. Med detta synsätt kan man diskutera olika funktioner och egenskaper hos kantzonen, till exempel effekter av trädslag, antalet träd eller markens beskaffenhet.

Vi definierar kantzonen som det geografiska området närmast vattendraget eller sjön.

Beskuggning, födotillgång och död ved

Då vegetationen i kantzonen skuggar en stor del av vattendraget påverkar kantzonen vattentemperaturen. Förnåfall och nedfall av smådjur från trädskronorna gynnar den biologiska produktionen i vattendraget. Att lämna kantzoner vid slutavverkning kan därför bidra till att minska hyggets påverkan på vattentemperaturen och den biologiska produktionen i mindre vattendrag jämfört med att avverka ända fram till vattendraget.

Trädslaget i den bäcknära zonen påverkar livet i och omkring vattendraget. Trädslaget påverkar förnåkvaliteten och ljus-, temperatur- och snöförhållandena. Eftersom den förna som faller i vattendraget

är en viktig födokälla för bottenfauna, kommer både förnåmängder och förnåkvalitet att ha avgörande betydelse för det akvatiska livet. Lövträd i strandvegetationen är viktiga, eftersom löv är en mer högkvalitativ födokälla än barr för vattenlevande organismer. Ett större inslag av lövträd i ett vattendrags kantzon ökar antalet individer per ytenhet (populationstäthet) av bottenfauna, vilket förbättrar förutsättningarna för livskraftiga fiskbestånd.

I två små bäckar i Gästrikland demonstrerades lövträdens betydelse för bottenfaunan [42]. I en tio meter bred zon längs den ena bäcken rövdes alla lövträd bort. I grannbäckens rövdes alla barrträd bort i en lika bred zon. På detta sätt skapades en lövdominerad kantzon längs den ena bäcken och en talldominerad kantzon längs den andra. Under de åtta år som mätningarna pågått har vattenkemin inte märkbart påverkats av trädslaget i kantzonen, men däremot bottenfaunans sammansättning. Ökningen av antalet taxa (artenheter) tenderade att vara större i bäcken som kantades av lövträd än i bäcken som kantades av tall [Per-Erik Lingdell, Limnodata HB, muntligen].

En trädbevuxen kantzon upprätthåller tillförseln av grov död ved, vilket är ett nödvändigt substrat i bäckar. Då trädbevuxna kantzoner lämnas i samband med slutavverkning ökar risken för vindfällning. Vindfällningen i kantzoner ökar tillförseln av död ved till vattendragen, men även risken för erosion och partikeltransport.

I orensade vattendrag återspeglar inte den döda veden i vattnet trädssammansättningen i kantzonen. Studier i ett biflöde till Ammerån visar att död ved från lövträd och gran bryts ned betydligt snabbare än död ved från tall [19]. Biflödet var opåverkat av flottning och andra fysiska åtgärder samt kantad av brukad skog i olika successionsstadier, d.v.s. skog med varierande trädålders- och trädslagssammansättning. I försöksområdet härstammade en stor del av den grova tallveden i vattendraget från ett bestånd som etablerades på 1600-talet, medan granveden var från 1900-talet.

Partikelfilter

Kantzonen kan minska tillförseln av partiklar och ämnen som är bundna till partiklar, t.ex. fosfor [86]. Det är troligen särskilt viktigt i mindre vattendrag. I detta fall fungerar kantzonen som ett fysiskt filter för ero-



Figur 27. Den här trädbevuxna kantzonen följer det permanenta utströmningsområdets utbredning som det var före avverkning.

derat material. Det är jorden i sig och den marknära vegetationen som är viktigast för den filtrerande effekten. Träden kan bidra genom att rötterna motverkar erosion. Beroende på trädslag och stamtäthet kan kantzonen även minska vattenhastigheten vid översvämningar, vilket ökar fastläggningen av suspenderat material [11].

Kemiskt filter

En kantzon kan fungera som ett kemiskt filter genom att binda, fälla ut eller omvandla ämnen som transporterats dit via grundvattnet. Kväve i oorganisk form, d.v.s. ammonium eller nitrat, kan tas upp och bindas i vegetationen och nitrat kan omvandlas till kvävgas eller lustgas genom denitrifikation [86]. Flera studier visar att aluminium och järn ackumuleras i det organiska materialet i den bäcknära zonen. Det beror sannolikt på att dessa metaller transporterats med grundvattnet från sluttningarnas övre delar till utströmningsområdet [27]. Man har även observerat att fosfor sannolikt binds till aluminium- och järnföreningarna, vilket minskar fosfors biologiska tillgänglighet och utlakningen av toxiskt aluminium.

Eftersom nitrattutlakningen ökar efter slutavverkning är det av intresse att ta reda på om kantzoner kan motverka transporten till ytvatten. I Halland minskade nitrathalten betydligt i grundvattnet från ett hygge då vattnet passerade en kantzon med ett ca en meter tjockt torvtäcke [44]. Forskarna bedömde att denitrifikationen var betydelsefull för minskningen. Trädens kväueupptag var troligen ganska litet. Under det tredje året efter avverkningen uppskattade man att endast 27 % av kvävet från hygget lakats ut till vattendraget. I mellersta och norra Sverige mätte man stamvedstillväxten på granar och tallar som växte på sluttningar nedanför hyggen ca tio meter från hyggeskanten [57]. Syftet var att se om tillväxten ökat efter hyggesupptagningen. En ökad stamvedstillväxt i kantzonen antyder att träden fått extra kväue från hygget ovanför eftersom trädens tillväxt begränsas av tillgången på kväue. I två av sex kantzoner ökade stamvedstillväxten efter avverkning, vilket inte ger något entydigt svar.

Kantzons utformning

Att utforma en kantzon innebär att man bestämmer dess framtida vegetationssammansättning och bredd längs olika delar av ett vattendrag eller en sjö så att man uppnår den funktion som önskas. Att avsätta trädbevuxna kantzoner för att gynna det akvatiska livet bör göras i ett långsiktigt perspektiv. För vissa biologiska värden, t.ex. flodpärlmusslan, kan detta omfatta flera omloppstider. Med några enkla beräkningar belyser vi de ekonomiska konsekvenserna av att lämna trädbevuxna kantzoner med olika bredd i Tabell 5. En tio meter bred kantzon på båda sidor om alla skogsvattendrag motsvarar drygt hela ytan skyddsvärd skogsmark som ska avsättas frivilligt inom delmål 1 till miljö kvalitetsmålet Levande skogar, eller 2,5 % av den totala skogsmarksarealen. Exemplet visar att den sammanlagda kantzonsarealen kan bli betydande. För att åtgärden ska bli kostnadseffektiv bör man eftersträva att de trädbevuxna kantzoner som lämnas, blir så ekologiskt ändamålsenliga som möjligt, både lokalt runt det enskilda vattendraget och regionalt i landskapet.

Vilka vatten ska man prioritera då man lämnar trädbevuxna kantzoner? Vi kan ännu inte ge något definitivt svar på detta, men vi presenterar några möjliga strategier. Syftet med kantzonerna har avgörande betydelse för var de bör förläggas och hur de bör utformas. Då syftet är att gynna de akvatiska organismerna bör de vatten prioriteras som samhället identifierar som biologiskt värdefulla [74]. För övriga vattendrag med inte lika stora biologiska värden, bedömer vi att nyttan av en trädbevuxen kantzon generellt är större i bäckar och andra mindre vattendrag, än i stora åar och älvar. I de senare spelar andra faktorer än skuggning, lokalt producerad förna, död ved m.m. en större roll för de akvatiska organismerna. Förutsatt att dessa kantzoner inte kräver lång kontinuitet för att utveckla de önskade värdena, kan man anta att den biologiska effekten av en viss total sträcka med kantzon är konstant i ett landskapsperspektiv. Den biologiska effekten är troligen inte så beroende av kantzonernas lokalisering i landskapet om de förläggs till liknande typer av vattendrag. Samma biologiska effekt kan troligtvis uppnås i ett vattensystem där de trädbevuxna kantzonerna successivt intar nya lägen i landskapet. Historiskt sett är det troligt att skogen när-

mast vattendragen varierat i tid och rum p.g.a. erosion, vindfällningar och brand. Om denna hypotes är riktig, innebär det att alla trädbevuxna kantzoner inte behöver avsättas permanent. Här krävs dock mer kunskap.

När det gäller trädbevuxna kantzoner längs sjöar tror vi att ovanstående resonemang om storlek och dynamik är relevant även där. Trädbevuxna kantzoner som lämnas för att gynna de akvatiska organismerna bör främst ha betydelse runt mindre sjöar vars biologi i hög grad påverkas av strandzonen (littoralen). För stora sjöar som domineras av vidsträckta fria vattenytor (pelagialen) har inte kantzoner samma betydelse. De senare kan givetvis ha mycket skyddsvärda strandzoner som i sig motiverar trädbevuxna kantzoner, men att genomföra detta som en generell åtgärd kan ifrågasättas.

Skyddszon mot kemiska och fysiska störningar

Man kan skydda ytvattnen från direkt tillförsel av eroderat material och kemiska ämnen genom att närmast ytvatten undvika markskador vid körning i terräng, lagring av virke, skogsgödsling, askåterföring och hantering av bekämpningsmedel och oljeprodukter. Området närmast vattnet, med eller utan träd, utgör då en skyddszon för kemiska och fysiska störningar. Trädfria skyddszoner ger inte samma skydd för de akvatiska organismerna som trädbevuxna skyddszoner. De kan ändå ge goda ekologiska effekter genom minskad transport av partiklar och kemikalier.

Tabell 5. Uppskattad areal, andel av den produktiva skogsmarksarealen och virkesvolym om man lämnar kantzoner med olika bredd längs alla svenska skogsvattendrag. Vi antar att man lämnar kantzoner på båda sidor om vattendragen och att deras sammanlagda längd är 290 000 km (se Sjöar och vattendrag sid.12). Virkesförrådet i kantzonerna antas motsvara medelvirkesförrådet för hela landet, d.v.s. 130 m³sk per hektar [102], och virkesuttaget i kantzonen förutsätts vara noll.

Kantzons bredd (m)	Areal (1000 ha)	Andel av den produktiva skogsmarksarealen (%)	Virkesvolym (miljoner m ³ sk)
5	290	1,3	38
10*	580	2,5	75
15	870	3,8	113

*Skogsstyrelsens riktlinje är att kantzonen bör vara minst tio meter bred på båda sidor om vattendrag som är vattenförande året om samt vid sjöar och tjärnar (Cirkulär 2000: D 5, policy 3.39).

Mer kunskap behövs

Vi vet en hel del om hur skogsbruk påverkar vatten. Vår sammanställning visar dock att det saknas kunskap inom många områden för att kunna föreslå skötselmetoder som både skonar vattenmiljön och främjar möjligheterna att bedriva ett lönsamt skogsbruk. Det finns ett fortsatt stort behov av forskning och miljöövervakning inom detta område. Här ges exempel på några frågor som vi anser viktiga att besvara:

- Hur påverkas vattendragen och sjöarnas ekologiska funktion av olika skogsbruksmetoder och åtgärder, d.v.s. hydrologiskt, kemiskt och biologiskt?
- Kan olika organismer användas som indikatorer för att belysa olika skogsbrukseffekter?
- Påverkar skogsbruk utlakningen av kvicksilver?
I så fall – hur och varför?
- Hur bör skötselmetoderna utvecklas för att minska partikeltransport och utlakning av näringsämnen och organiskt material i samband med åtgärder som slutavverkning, markberedning, dikesrensning m.m.?
- Hur bör trädbevuxna kantzoner utformas och hur ska kantzonerna skötas på sikt – ingen skötsel alls eller röjning och gallring för att uppnå en viss vegetationsstruktur?
- Hur påverkar byggandet av skogsbilvägar vatten på kort och lång sikt?
- Vilken betydelse har ackumuleringen av organiskt material i skogsmark för läckaget av humus och näringsämnen och för biota? Hur påverkar det vattnens surhetstillstånd?
- På vilka marker finns ett behov av åtgärder mot markförsurning för att minska utflödet av oorganiskt aluminium?

Ordlista

Aciditet: Ett mått på surhet.

Akvatiska miljöer/organismer: Vattenmiljöer/organismer som lever i vatten.

Alloktont material: Material som bildats på ett annat ställe än där det uppträder. I vatten kommer det alloktona materialet från omgivande land.

Baskatjoner: Positiva joner som motverkar försurning, utgörs av natrium-, kalium-, magnesium- och kalciumjoner.

Basmättnadsgrad: Anger hur stor andel av markens totala förråd av utbytbara positiva joner (katjoner) som utgörs av bas-katjoner. En ökande basmättnadsgrad visar att marken har större förmåga att buffra mot försurning.

Betare: Bottendjur som äter påväxtalger.

Biota: Allt levande.

Buffertkapacitet: Förmåga att motstå pH-förändringar vid tillförsel av syra eller bas (verb: buffra).

Denitrifikation: Omvandling av nitrat till kvävgas eller lustgas av mikrober, sker främst i syrefattiga miljöer.

Deposition: Nedfall av olika ämnen från atmosfären.

Detritus: Nedbrutna växt- och djurrester i olika stadier.

Dämme: Fördämning som höjer vattenståndet.

Estrar: Kan användas i smörjfetter, kemisk förening mellan alkohol och syra.

Filtrerare: Bottendjur som filtrerar ut födopartiklar ur vattenmassan.

Flödesregim: Hur avrinningen varierar under året.

Fragmenterare: Bottendjur som sönderdelar löv och annat dött, organiskt material.

Habitat: Livsmiljö.

Hydrofobicitet: Vattenavstötande förmåga.

Hydrokori: Spridning av frön och andra växtdelar i strömmande vatten.

Hölja: Utbuktning i ett vattendrag som t.ex. kan orsakas av ett dämme.

Interception: Nederbörd som fastnar på blad och barr. En del av vattnet avdunstar direkt och når aldrig marken.

Inversmarkberedning: En grop grävs och tiltan läggs tillbaka upp och ned i gropen.

Krondroppsmätning: Provtagning av nederbörd under trädkronorna.

Morfologi: Läran om form och formförändringar. I vattensystem talar man om t.ex. hydromorfologi.

Makrofytter: Växt som kan iakttas med ögat. Akvatiska makrofytter växer främst i områden med låg strömhastighet i vattendrag och i vindskyddade delar av sjöar.

Miljökvalitetsnorm: Gräns- eller riktvärde för t.ex. halten av ett kemiskt ämne. Normen utfärdas med stöd av 2 § 5 kap. miljöbalken. I normalfallet rör det sig om bindande gränser för miljötillstånd vilka inte får överträdas efter ett visst datum.

Mårsikt, mårlager: Det organiska markskiktet ovanpå mineraljorden på podsoljordar.

Nitratkväve: Kemiska formeln för nitrat är NO_3^- . Ofta räknar man ut hur många kg kväve som en viss mängd nitrat motsvarar. Ett kg nitratkväve motsvarar 4,4 kg nitrat. Motsvarande beräkning kan göras för ammoniumkväve.

Nitrifikation: Oxideringen av ammonium till nitrat, oftast av mikrober.

pH-värde: Mått på hur sur en mark eller ett vatten är. Under 7 betyder sur och över 7 basisk.

Podsolering: Jordmånsbildande process.

Precipitation: Engelska för nederbörd.

Råvatten: Obehandlat grund- eller ytvatten som ska användas för dricksvattenframställning.

Rödlistade arter: Hotade och missgynnade växter, svampar och djur som finns med på de s.k. rödlistorna. I dessa listor grupperas arterna enligt ett system med kategorier och kriterier som på ett översiktligt sätt betecknar grad av utdöenderisk.

Sel: Är den del av en älv där den blir bredare och flyter långsammare.

Smolt: Yngel av lax och öring i det omvandlingsstadium då de ska vandra ut från sötvatten till havsvatten.

Substrat: Underlaget eller materialet som olika organismer växer på, t.ex. stenar, död ved och levande växter.

Taxa: Systematiska enheter (t.ex. art, släkte, familj).

Terrestrisk/terrestra miljöer: Landmiljö eller -miljöer.

Trofisk nivå: Definierar på vilken nivå i näringsväven som en organism förekommer, t.ex. primärproducent eller rovdjur.

Vatten i övergångszon: Definieras i EU:s ramdirektiv för vatten (Artikel 2) som "förekomst av ytvatten i närheten av flodutlopp, som delvis är av salthaltig karaktär till följd av närheten till kustvatten men som på ett väsentligt sätt påverkas av sötvattenströmmar".

Vattendistrikt: Områdesindelning för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Sverige har delats in i fem vattendistrikt baserat på vattnets naturliga flöden; Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns, Södra Östersjöns och Västerhavets vattendistrikt.

Vattenförekomst: En specifik vattensamling i naturen t.ex. en sjö eller en bäck. I EU:s ramdirektiv för vatten definieras vattenförekomst i Artikel 2. Enligt ramdirektivet är vattenförekomst den minsta storheten för beskrivning och bedömning av vatten. Ett vattendrag eller en sjö kan bestå av flera vattenförekomster.

Åtgärdsprogram: En handlingsplan för det som behöver göras för att uppnå målet god vattenstatus inom ett vattendistrikt enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Åtgärdsprogrammet ska utformas mot bakgrund av kunskaperna från karaktärisering/riskbedömning och klassificeringen som ska göras enligt direktivet.

Referenser

- [1] Anonym, 2006. World reference base for soil resources 2006, A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103, FAO, Rom. 128 s.
- [2] Ahtiainen M. & Huttunen P., 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4, 101-114.
- [3] Akseleson C., Westling O. & Örlander G., 2007. Skogsskötsel och vattenkvalitet, En sammanställning av resultat från skärm- och bårdförsök inom SUFOR. IVL, Rapport B1752. 36 s.
- [4] Amirbahman A., Ruck P.L., Fernandez I.J., Haines T. & Kahl J.S., 2004. The effect of fire on mercury cycling in the soils of forested watersheds: Acadia National Park, Maine, U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution* 152, 313-331.
- [5] Andersson B. & Willén E., 1999. Lakes. I: Swedish Plant Geography. H. Rydin, P. Snoeijs & M. Diekmann (red.). *Acta Phytogeographica Suecica* s. 149-168.
- [6] Andréassian V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291, 1-27.
- [7] Athanassiadis D., Lidestav G. & Wästerlund I., 1999. Fuel, hydraulic oil and lubricant consumption in Swedish mechanized harvesting operations, 1996. *Journal of Forest Engineering* 10, 59-66.
- [8] Bergengren J., 1999. Vandringshinder & spridningsbarriärer inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen Västernorrlands län, Publikation 1999:1, ISSN 1403-624X. 110 s.
- [9] Bergengren J. & Bergquist B., 2004. System Aqua 2004 - del 1. Hierarkisk modell för karaktärisering av sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköping, Meddelande 2004:24, ISSN 1101-9425. 137 s.
- [10] Berglund L.M., DeLuca T.H. & Zackrisson O., 2004. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 2067-2073.
- [11] Bergquist B., 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet, En litteraturoversikt. Fiskeriverket, Fiskeriverkets rapport 1999:3. 118 s.
- [12] Bergquist J., Örlander G. & Nilsson U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management* 115, 171-182.
- [13] Bishop K., Seibert J., Köhler S. & Laudon H., 2004. Resolving the Double Paradox of rapidly mobilized old water with highly variable responses in runoff chemistry. *Hydrological Processes* 18, 185-189.
- [14] Bishop K. & Åkerblom S., 2006. Skogsbruk och kvicksilverproblemet i mark och vatten: En översikt av kunskapsläget. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2006:21. 27 s.
- [15] Brandt M., Bergström S. & Gardelin M., 1988. Modelling the effects of clearcutting on runoff - Examples from central Sweden. *Ambio* 17, 307-313.
- [16] Brown A.E., Zhang L., McMahon T.A., Western A.W. & Vertessy R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 28-61.
- [17] Buffam I., 2007. Linking landscape characteristics, streamwater acidity and brown trout (*Salmo trutta*) distributions in a boreal stream network. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2007:33. 37 s.
- [18] Croke J.C. & Hairsine P.B., 2006. Sediment delivery in managed forests: a review. *Environmental Reviews* 14, 59-87.
- [19] Dahlström N., Jönsson K. & Nilsson C., 2005. Long-term dynamics of large woody debris in a managed boreal forest stream. *Forest Ecology and Management* 210, 363-373.
- [20] Degerman E., Magnusson K. & Sers B., 2005. Fisk i skogsbäckar. Världsnaturfonden. 31 s.
- [21] Edlund J., 1994. Skogsgödsling med kväve - effekter i ytvatten. SkogForsk, Redogörelse 6, 30 s.
- [22] Egnell G., Nohrstedt H.-Ö., Weslien J., Westling O. & Örlander G., 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, Rapport 1-1998. 170 s.
- [23] Eliasson L., 2005. Effects of forwarder tyre pressure on rut formation and soil compaction. *Silva Fennica* 39, 549-557.
- [24] Emmett B.A., Anderson J.M. & Hornung M., 1991. The controls on dissolved nitrogen losses following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales). *Forest Ecology and Management* 41, 65-80.

- [25] Garcia E. & Carignan R., 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 339-345.
- [26] Garcia E. & Carignan R., 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 129-135.
- [27] Giesler R., Petersson T. & Högbom P., 2002. Phosphorus limitation in boreal forests: effects of aluminium and iron accumulation in the humus layer. *Ecosystems* 5, 300-314.
- [28] Gresswell R.E., 1999. Fire and Aquatic Ecosystems in Forested Biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 128, 193-221.
- [29] Grigal D.F., 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. *Environmental Reviews* 10, 1-39.
- [30] Grip H., 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Naturgeografiska institutionen, Uppsala universitet, UNGI Rapport 58. 144 s.
- [31] Grip H., 1987. Avrinningsförändringar efter kalavverkning. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 2/87, 43-49.
- [32] Grip H., 2006. Miljöeffekter av intensivodling, Effekter på näringsläckage. I: Slutrapport för Fiberskogsprogrammet. J. Bergh & G. Oleskog (red.), Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU, s. 38-60.
- [33] Grip H. & Rodhe A., 2003. Vattnets väg från regn till bäck. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB. 155 s.
- [34] Guillemette F., Plamondon A.P., Prévost M. & Lévesque D., 2005. Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. *Journal of Hydrology* 302, 137-153.
- [35] Gundersen P., Schmidt I.K. & Raulund-Rasmussen K., 2006. Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14, 1-57.
- [36] Hånell B., 1990. Torvtäckta marker, dikning och sumpskogar i Sverige. SLU, Skogsfakta Inventering och ekonomi 22. 6 s.
- [37] Hånell B., 2004. Arealer för skogsgödsling med träaska och torvaska på organogena jordar i Sverige. Värmeforsk, rapport 872, 25 s.
- [38] Hånell B. & Magnusson T., 2005. An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden. *Forest Ecology and Management* 209, 43-55.
- [39] Högbom L., 2006. Jämförelse mellan löv- och granskog: Effekter på markens pH och nitratläckage. I: Trakthygesbruk med gran och självföryngrad björk, en jämförande studie. B. Karlsson (red.), Skogforsk, Redogörelse 4, s. 39-41.
- [40] Högbom L., Nilsson U. & Örlander G., 2001. Nitrate dynamics after clear felling monitored by in vivo nitrate reductase activity (NRA) and natural ¹⁵N abundance of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Forest Ecology and Management* 5539, 1-9.
- [41] Högbom L., Nohrstedt H.-Ö. & Nordlund S., 2001. Nitrogen fertilization effects on stream water cadmium concentration. *Journal of Environmental Quality* 30, 189-193.
- [42] Högbom L., Nordlund S., Lingdell P.-E. & Nohrstedt H.-Ö., 2002. Effects of tree species in the riparian zone on brook-water quality. I: Sustainable forestry in temperate regions, Proceedings of the SUFOR international workshop 7-9 april, 2002 i Lund. L. Björk (red.), Lund, s. 107-113.
- [43] Ingelög T., 1974. Vegetationsförändringar efter förnyelseingrepp. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 1, 91-103.
- [44] Jacks G. & Norrström A.-C., 2004. Hydrochemistry and hydrology of forest riparian wetlands. *Forest Ecology and Management* 196, 187-197.
- [45] Jacobson S., Pettersson F., Högbom L. & Sikström U., 2005. Skogsgödsling - en handledning från Skogforsk. Skogforsk, Handledning. 55 s.
- [46] Jansson P.-E., 1987. Simulated soil temperature and moisture at a clearcutting in central Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 127-140.
- [47] Joensuu S., Ahti E. & Vuollekoski M., 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 238-247.
- [48] Johnson R.K., Goedkoop W. & Wilander A., 2004. Relationships between macroinvertebrate communities of stony littoral habitats and water chemistry variables indicative of acid-stress. SLU, rapport 2004:6. 31 s.

- [49] Jonsson M., 2004. Wet storage of roundwood - effects on wood properties and treatment of run-off water. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Silvustria* 319. 39 s.
- [50] Jonsson M., 2005. Snabbfakta om lagring. Institutionen för skogens produkter och marknader, SLU, Faktablad. 2 s.
- [51] Jönsson A.M. & Nihlgård B., 2004. Slash pile burning at a Norway spruce clear-cut in southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 158, 127-135.
- [52] Karlsson M. & Nilsson U., 2005. The effects of scarification and shelterwood treatments on naturally regenerated seedlings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 205, 183-197.
- [53] Kemikalieinspektionen, 2007. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2006. Kemikalieinspektionen, best nr 510 866. 39 s.
- [54] Kihlberg S., 1958. Himmelsberget, En undersökning av skogsbeståndets inverkan på vattenhushållningen. *Grundförbättring* 11(2), 119-142.
- [55] Kihlberg S., 1958. Himmelsberget, En undersökning av skogsbeståndets inverkan på vattenhushållningen. *Grundförbättring* 11(3), 175-200.
- [56] Kortelainen P., Mattsson T., Finér L., Ahtiainen M., Saukkonen S. & Sallantausta T., 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences* 68, 453-468.
- [57] Lundell Y. & Albrektson A., 1997. Downslope effects of clear-cutting in Sweden on diameter increment of *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12, 241-247.
- [58] Lundin L., 1994. Impacts of forest drainage on flow regime. *Studia Forestalia Suecica* 192, 3-22.
- [59] Lundin L., 1999. Effects on hydrology and surface water chemistry of regeneration cuttings in peatland forests. *International Peat Journal* 9, 118-126.
- [60] Lundström U.S., Bain D.C., Taylor A.F.S. & van Hees P.A.W., 2003. Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: a review. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3, 5-28.
- [61] Lydersen E., Löfgren S. & Arnessen T., 2002. Chemical and biological effects of reacidification of limed water bodies - a state of the art review on metals. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 73-295.
- [62] Löfgren S., 2005. Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark - IM, årsrapport 2003. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2005:11. 37 s.
- [63] Löfgren S., 2006. Åtgärder i skogen försumbara för Östersjön. I: Östersjön - hot och hopp. B. Johansson (red.), s. 177-187.
- [64] Löfgren S. & Brandt M., 2005. Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige. SMHI, Rapportserie SMED and SMED& SLU 14. 36 s.
- [65] Löfgren S. & Lundin L., 2003. Mer humus i svenska vatten - bidrar även skogsbruket? SLU, Fakta Skog 15. 4 s.
- [66] Löfgren S. & Westling O., 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Institutionen för miljöanalys, SLU, rapport 2002:1. 23 s.
- [67] Manninen P., 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environment Research* 3, 23-32.
- [68] Mattsson T., Finér L., Kortelainen P. & Sallantausta T., 2003. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 147, 275-297.
- [69] Meili M., 1995. Liming effects mercury concentrations in fish. I: Liming of acidified surface waters - a Swedish synthesis. L. Henriksson L. & Y. Brodin (red.). Springer-Verlag, Berlin, s. 383-396.
- [70] Miller D., Luce C. & Benda L., 2003. Time, space, and episodicity of physical disturbance in streams. *Forest Ecology and Management* 178, 121-140.
- [71] Minshall G.W., 2003. Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecology and Management* 178, 155-161.
- [72] Munthe J. & Hultberg H., 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment - concentrations, fluxes, and their response to manipulations. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4, 607-618.
- [73] Naturvårdsverket, 2003. Bara naturlig försurning, Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålsarbetet. Naturvårdsverket, Rapport 5317. 147 s.

- [74] Naturvårdsverket, 2007. Nationell strategi för skydd av vattenanknytna natur- och kulturmiljöer – delmål 1 Levande sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 5666. 62 s. ISBN 91-620-5666-2.pdf
- [75] Nieminen M., 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38, 123-132.
- [76] Nilsson T., Johansson M.-B. & Nilsson Å., 2007. Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus - resultat från Ståndortskarteringen. Skogsstyrelsen, Rapport 2:2007. 78 s.
- [77] Nohrstedt H.-Ö., 1993. Den svenska skogens kvävestatus. Skogforsk, Redogörelse 8. 40 s.
- [78] Nohrstedt H.-Ö., 1998. Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten - en litteraturstudie. I: Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. H.-Ö. Nohrstedt (red.), Naturvårdsverket, Rapport 4820, s. 8-36.
- [79] Nohrstedt H.-Ö., 2000. Effects of soil scarification and previous N fertilisation on pools of inorganic N in soil after clear-felling of a *Pinus sylvestris* (L.) stand. *Silva Fennica* 34, 195-204.
- [80] Nohrstedt H.-Ö. & Ring E., 1991. Bäckvattenkemi och utlakning efter en traktorgödsling med kalkammonsalpeter. Institutet för skogsförbättring, Rapport 20. 20 s.
- [81] Nohrstedt H.-Ö. & Westling O., 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA SKOGs gödslingsprogram, Del 1 faktaunderlag. IVL, rapport B1218. 90 s.
- [82] Nordborg F., Nilsson U., Gemmel P. & Örlander G., 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 356-363.
- [83] Nyberg P. & Eriksson T., 2001. Skyddsriåder Längs Vattendrag (SILVA). Fiskeriverket, Rapport Finfo 2001:6. 69 s.
- [84] Palviainen M., Finér L., Laurén A., Mannerkoski H., Piirainen S. & Starr M., 2007. Development of ground vegetation biomass and nutrient pools in a clear-cut disc-plowed boreal forest. *Plant and Soil* 297, 43-52.
- [85] Piirainen S., Finér L., Mannerkoski H. & Starr M., 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management* 243, 10-18.
- [86] Polyakov V., Fares A. & Ryder M.H., 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews* 13, 129-144.
- [87] Porvari P., Verta M., Munthe J. & Haapanen M., 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environmental Science and Technology* 37, 2389-2393.
- [88] Renberg I., Korsman T. & Anderson N.J., 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22, 264-271.
- [89] Renberg I., Korsman T. & Birks H.J.B., 1993. Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. *Nature* 362, 824-826.
- [90] Ring E., 1996. Effects of previous N fertilizations on soil-water pH and N concentrations after clear-felling and soil scarification at a *Pinus sylvestris* site. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11, 7-16.
- [91] Ring E., 1997. Miljöeffekter av bränder i skogsekosystem - en litteraturöversikt med Norden i brännpunkten. Skogforsk, Redogörelse 2. 58 s.
- [92] Ring E., 2007. Estimation of leaching of nitrogen and phosphorus from forestry in northern Sweden. *Kungl Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 146, 6-13.
- [93] Ring E., Bergholm J., Olsson B.A. & Jansson G., 2003. Urea fertilizations of a Norway spruce stand: effects on nitrogen in soil water and field-layer vegetation after final felling. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 375-384.
- [94] Ring E. & Högbom L., 2006. Mindre läckage av nitratkväve efter markbehandling. Skogforsk, Resultat 21. 2 s.
- [95] Ring E., Jacobson J. & Nohrstedt H.-Ö., 2006. Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 153-163.
- [96] Rosén K., Aronson J.-A. & Eriksson H.M., 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83, 237-244.
- [97] Sikström U., Pettersson F. & Jacobson S., 2005. Naturlig föryngring av gran under högskärm. Skogforsk, Resultat 19, 4 s.

- [98] Simonsson P., 1987. Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser, Slutrapport för ett projektområde. Naturvårdsverket, Rapport 3270. 196 s.
- [99] Skogsstyrelsen, 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Skogsstyrelsen, Meddelande 2-2008. 23 s.
- [100] Skogsstyrelsen, 2001. Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken. Skogsstyrelsen, Meddelande 4-2001. 37 s.
- [101] Skogsstyrelsen, 2004. Rensning av skogsdiken. Skogsvårdsstyrelsen, best nr 1015.
- [102] Skogsstyrelsen, 2007. Skogsstatistisk årsbok 2007. Skogsstyrelsen, Jönköping. 345 s.
- [103] Skjällberg U., 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten - bindning till humus avgörande för miljörisk. SLU, Fakta Skog 11. 4 s.
- [104] Sonesten L., 2001. Mercury content in roach (*Rutilus rutilus* L.) in circumneutral lakes - effects of catchment area and water chemistry. *Environmental Pollution* 112, 471-481.
- [105] Sonesten L., 2003. Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in perch (*Perca fluviatilis* L.) in circumneutral lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 144, 117-139.
- [106] Staland F. & Larsson K., 2002. Bra planering och rätt teknik minskar risken för markskador. Skogforsk, Resultat 4, 4 s.
- [107] Sveriges Nationalatlas, 1995. Klimat, sjöar och vattendrag. Red. B. Raab & H. Vedin. 176 s.
- [108] Tanskanen N. & Ilvesniemi H., 2007. Spatial distribution of fine roots at ploughed Norway spruce forest sites. *Silva Fennica* 41, 45-54.
- [109] Temnerud J. & Bishop K., 2005. Spatial variation of streamwater chemistry in two Swedish boreal catchments: implications for environmental assessment. *Environmental Science and Technology* 39, 1463-1469.
- [110] Thor M. & Stenlid J., 1998. Maskinell stubbehandling minskar rottröteangrepen. Skogforsk, Resultat 4. 4 s.
- [111] Ugglå E. & Westling O., 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL, Rapport B1549. 21 s.
- [112] Westling O., Löfgren S. & Akselsson C., 2001. Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland. Skogsstyrelsen, Rapport 2001:2. 78 s.
- [113] Westling O. & Zetterberg T., 2007. Recovery of acidified streams in forests treated by total catchment liming. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 7, 347-356.
- [114] Westling O., Örlander G. and Andersson I., 2004. Effekter av askåterföring till granplanteringar med riståkt. IVL, Rapport B 1552. 47 s.
- [115] Wiklander G., Nordlander G. & Andersson R., 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 55, 263-282.
- [116] Zackrisson O., Nilsson M.-C. & Wardle D.A., 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77, 10-19.
- [117] Örlander G., Egnell G. & Albrektson A., 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86, 27-37.
- [118] Örlander G., Langvall O., Petersson P. & Westling O., 1997. Arealförluster av näringsämnen efter riståkt och markberedning på sydsvenska hyggen. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU, Arbetsrapport 15. 15 s.
- [119] Löfgren S., Zetterberg T., Larsson P.-E., Cory N., Klarqvist M., Kronnäs V. & Lång L.-O., 2008. Skogsmarkskalkningens effekter på kemin i mark, grundvatten och ytvatten i SKOKAL-områdena 16 år efter behandling. Skogsstyrelsen, Rapport 16:2008. 124 s.

TIDIGARE REDOGÖRELSE FRÅN SKOGFORSK

2008

- Nr 1** Furness-Lindén, A.: Affärsutveckling i relationen stor kund / liten leverantör – vad kan skogsbruket lära?
- Nr 2** Simonsen, R. Rosvall, O. Gong, P: Lönsamhet för produktionshöjande skogsskötselåtgärder.

2007

- Nr 1** Bergkvist, I.: Stråkröjning i praktisk drift 2005–2006.
- Nr 2** Brunberg, T.: Underlag för produktionsnorm för extra stora engreppsskördare i slutavverkning.

2006

- Nr 1** Kroon, J. & Rosvall, O.: Förflyttningseffekter hos vit- och svartgran i norra Sverige.
- Nr 2** Skogforsk: Utvecklingskonferens 2006, dokumentation.
- Nr 3** Granlund, P.: CTI på virkesfordon.
- Nr 4** Karlsson, B.: Trakthyggesbruk med gran och självföryngrad björk, en jämförande studie.
- Nr 5** Karlsson, B.: Trakthyggesbruk och kontinuitetsskogsbruk med gran, en jämförande studie.

2004

- Nr 1** Utvecklingskonferens 2004.
- Nr 2** Werner, M. & Heurlin Karlsson, L.: Skånska strövområden – vistelse, preferenser och värderingar.
- Nr 3** Brunberg, T.: Underlag till produktionsnormer för skotare.
- Nr 4** Rytter, L.: Produktpotential hos asp, björk och al.
- Nr 5** Kroon, J. & Rosvall, O.: Optimal produktion vid nordförflyttning av gran i norra Sverige.

2003

- Nr 1** Hallonborg, U.: Maskinsågkedjor i praktisk drift.
- Nr 2** Aulén, G. & Gustafsson, L.: Skogliga naturvärdesregioner för södra Sverige.
- Nr 3** Pettersson, F.: Effekter på beståndsutvecklingen och ekonomin av olika förstagallringsåtgärder i tallskog – Redovisning av försöksresultat och synpunkter på dagens röjnings- och gallringsverksamhet.
- Nr 4** Glöde, D. & Bergkvist, I.: 30 år med maskinell röjning – summering av utförd FoU och ananalys av framtida potential.
- Nr 5** Hallonborg, U.: Semiautonoma kortvikessystem – En systemanalys.
- Nr 6** Thorsén, Å.: Mellanchefer i skogsbruket – arbetet i "gränslandet" gentemot chefen.

2002

- Nr 1** Norin, K.: Upphandling och försäljning av entreprenadtjänster i skogsbruket – en diskussion om affärskoncept som stöder drivningssystemens utveckling.
- Nr 2** Möller, J. J., Sondell, J., Lundgren, C., Nylinder, M. & Warensjö, M.: Bättre diametermätning i skog och industri.
- Nr 3** Hallonborg, U. & Granlund, P.: Virkesbehandling med engreppsskördare.
- Nr 4** Gyllemark, M.: Provenienser av svartgran (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) i södra och mellersta Sverige.
- Nr 5** Glöde, D. & Strömmer P.-G.: Norrskogsgallring – utveckling, förankring och implementering av ett gallringskoncept.
- Nr 6** Högbom, L. & Jacobson, S.: Kväve 2002 – en konsekvensbeskrivning av skogsgödsling i Sverige.
- Nr 7** Möller, J. J., Sondell, J. & Arlinger, J.: Virkesvärdestest 2001 – Apteringsfrågor.

Skogforsk arbetar för ett långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Vår verksamhet består av tillämpad FoU, uppdrag och kommunikation av ny kunskap.



SKOGFORSK

Uppsala Science Park, 751 83 Uppsala
Tel. 018-18 85 00. Fax. 018-18 86 00
E-post. skogforsk@skogforsk.se
www.skogforsk.se