LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN



Rapport: 2016:08

Organiska miljögifter i Dalarnas ytvatten

Omslagsbild: Sjön Väsman. Foto: Anna Wemming
Rapporten kan laddas ner från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats:
www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer.
Den kan även beställas från Länsstyrelsen Dalarna, telefon 010 225 00 00.
Ingår i serien Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län, ISSN: 1654-7691.

Rapport: 2016:08

Organiska miljögifter i Dalarnas ytvatten

Resultat från provtagningar mellan 2004 och 2014

Anna Wemming


LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Förord

Dalarnas län har en lång industrihistoria som inleddes för över tusen år sedan med brytningen av malm i Falu koppargruva. Sedan dess har många olika verksamheter som jord- och skogsbruk, industrier och avlopp påverkat vattenkvalitéten i våra sjöar och vattendrag. Vi har sedan länge en relativt god kännedom om metallpåverkan i våra vatten inte minst genom det provtagningsprogram som genomförts av Dalälvens vattenvårdsförening.

Under senare år har även andra typer av kemiska ämnen hittats i vattenmiljön på grund av den omfattande kemikalieanvändning som kännetecknar dagens samhälle. Dessa organiska miljögifter används i många varor och produkter för att de ska få olika önskvärda egenskaper. Miljögifter har en negativ påverkan på vattenmiljön genom att de är giftiga för organismer, stör fortplantningen och ansamlas i näringsväven. De kan därmed leda till förlust av biologisk mångfald och även påverka människors hälsa.

Denna rapport är en sammanställning av alla analyser av organiska miljögifter i vatten, sediment och fisk som genomförts mellan 2004 och 2014 i Dalarnas län. Den utgör även ett värdefullt kunskapsunderlag som kan komma till användning då myndigheter och verksamheter tar beslut om åtgärder för att minska utsläppen av kemikalier i miljön.

Länsstyrelsen i Dalarnas län, sommaren 2016

Ann-Louise Haglund

Innehållsförteckning

Förord 3
Innehållsförteckning 4
Sammanfattning 6
Ordlista 8
Inledning 12
Begränsningar 12
Avgränsningar 13
Organiska miljögifter 14
Ämnesbeskrivning 14
Adipater 15
Alifater 16
Bromerade flamskyddsmedel 16
BTEX 17
Dioxiner och furaner 17
Fenoler 18
Ftalater 20
Klorbensener 20
Klorerade alifater 21
Klorerade bekämpningsmedel 21
Klorerade och bromerade styrener 23
Klorfenoler 24
Klorparaffiner 25
Myskämnen 25
Organofosfater 25
PAHer 26
Parabener 27
PCBer 27
Perfluorerade ämnen 28
Siloxaner 29
Tennorganiska föreningar 30
Övriga ämnen 30
Miljögiftsprovtagningen 33
Provtagningsprogram 33
Provtagningsmatriser 33
Vatten 33
Sediment 36
Biota 37
Förekomsten av miljögifter i Dalarnas ytvatten 38
Vilka organiska miljögifter påträffas oftast i vattenmiljön? 38
I vilken matris påträffas de organiska miljögifterna? 40
Vilka organiska miljögifter påträffas i Dalarnas ytvatten? 44
Adipater 44
Alifater 44
Bromerade flamskyddsmedel 44
BTEX 47

Dioxiner & furaner 48
Fenoler 57
Ftalater 61
Klorbensener 64
Klorerade alifater 66
Klorerade bekämpningsmedel 67
Klorerade och bromerade styrener 76
Klorfenoler 76
Klorparaffiner 77
Myskämnen 78
Organofosfater 78
PAHer 79
Parabener 84
PCBer 84
Perfluorerade ämnen 90
Siloxaner 93
Tennorganiska föreningar 93
Övrigt 96
Var har vi de största problemen med miljögifter i ytvatten? 100
Faluån 100
Svartån 101
Kolbäcksån 102
Andra områden i länet 102
Hur ser problembilden ut i länets kommuner? 104
Beskrivning av figurerna i informationsbladen 104
Avesta 105
Borlänge 106
Falun 107
Gagnef 108
Hedemora 109
Leksand 110
Ludvika 111
Malung-Sälen 112
Mora 113
Orsa 114
Smedjebacken 115
Säter 116
Vansbro 117
Älvdalen 118
Vunnen kunskap och nya frågeställningar 119
Hur går vi vidare? 120
Referenser 121
Bilagor 128
Bilaga 1. 129
Bilaga 2. 132

Sammanfattning

Kemikalier används i många varor och produkter för att de ska få olika önskvärda egenskaper. När kemikalierna kommer ut i naturen kan de bli miljögifter. Miljögifter har en negativ påverkan på vattenmiljön genom att de är giftiga för organismer, stör fortplantningen, ansamlas i näringsväven, och de kan därmed leda till förlust av biologisk mångfald och även påverka människors hälsa.

Länsstyrelsen i Dalarnas har sedan 2004 genomfört provtagningar i länets ytvatten för att analysera organiska miljögifter. Mer än 60 sjöar och vattendrag har provtagits och över 400 olika naturfrämmande ämnen har påträffats. Provtagningarna har varit fokuserade kring större pågående miljöfarliga verksamheter, förorenade områden som utgör stor risk för miljön och vid större tätorter. Provtagningen har utifrån påverkansbilden varit mest omfattande i de södra delarna av länet. Datamaterialet är förhållandevis stort, och problembilden för miljögifter i länets ytvatten är tämligen känd. Dataunderlaget utgör en bra grund för att kunna beskriva problembilden av miljögiftssituationen i länet och för prioriteringar till fortsatta utredningar. Flera åtgärder för att minska spridningen av miljögifter till ytvatten har genomförts som ett resultat av miljögiftsprovtagningen, men många fler behöver genomföras för att minska belastningen av miljögifter i länets ytvatten.

Denna rapport är en sammanställning av alla analyser av organiska miljögifter som genomförts mellan 2004 och 2014. Provtagningen har skett i vatten, sediment och/eller fisk, och vattenprover har tagits både med stickprover och passiva provtagare. Alla resultat presenteras överskådligt för de 24 ämnesgrupper som har analyserats, för att ge en helhetsbild av miljöproblemet i länets ytvatten. Resultaten för de kemiska analyserna av dioxiner och furaner och polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) har kompletterats med s.k. toxicitetstester av sediment i några provtagningslokaler. Toxicitetstester visar om det finns en negativ effekt i vattenmiljön på grund av olika miljögifter och kompletterar traditionella kemiska analyser. I denna rapport beskrivs ämnesgruppernas kemiska egenskaper, användningsområden, spridning till miljön och effekter i vattenmiljön i ett inledande kapitel innan resultaten från undersökningarna presenteras.

De ämnesgrupper som oftast påträffas i Dalarnas ytvatten är tungmetaller, perfluorerade ämnen (PFAS) och PAHer. Dessa ämnen påträffas i minst hälften av de prover som de analyserats i. Tungmetaller och PAHer kan kopplas till länets långa industrihistoria av gruv- och metallbearbetning och träindustrier med olika typer av impregneringsverksamheter. Perfluorerade ämnen används inom många olika områden i samhället och har därför spridits till vår miljö från många olika källor under lång tid, vilket återspeglas i att de påträffas i mer än vart annat prov.

Många av de ämnen som påträffats har sedan länge varit förbjudna i Sverige, t.ex. klorerade bekämpningsmedel eller polyklorerade bifenyler (PCBer). De påträffas fortfarande i miljön på grund av de är svårnedbrytbara, men de kan också spridas via atmosfärisk deposition till miljön från andra länder där ämnena fortfarande är tillåtna.

Det finns tre geografiska områden som utmärker sig med höga halter av miljögifter. Det är Faluån i Falu kommun, Svartån i Avesta kommun och sjöarna längs med Kolbäcksån i Ludvika och Smedjebackens kommuner. I Faluåns sjöar påträffas höga halter av dioxiner och furaner som kan kopplas till två tidigare verksamheter, en textilfabrik och ett pappersbruk. Påverkansbilden i Svartån är mer komplex. Längs med ån finns det många olika pågående miljöfarliga verksamheter och förorenade områden som kan sprida miljögifter till ån, vilket också syns i analysresultaten med många olika påträffade ämnen. Vid sjöarna i Ludvika och Smedjebacken ligger en impregneringsverksamhet, en elkrafts/verkstadsindustri och ett stålverk som är de påverkanskällor som i huvudsak har bidragit till de förhöjda halterna av PAHer och PCBer. Även tennorganiska föroreningar förekommer i höga halter i sedimenten i några sjöar, men påverkanskällan för denna förorening är inte helt kartlagd.

Utöver de tre ovan nämnda områdena finns det några provtagningslokaler som sticker ut i datamaterialet, bl.a en lokal i Österdalälven vid Gråda där fiskarna har förhöjda halter av många olika organiska miljögifter. I Bysjön i Borlänge har de högsta halterna av PFOS i fisk uppmätts. Vid Bysjön ligger en brandövningsplats där man använt sig av brandsläckningsskum med PFOS. De näst högsta PFOS-halterna i fisk har påträffats i Forssjön i Avesta kommun. Där är heller inte påverkansbilden helt kartlagd.

Miljögiftsprovtagningen som genomförts har bidragit till kunskap om problembilden i länets ytvatten, men den har också gett oss erfarenheter inför kommande provtagningar. En slutsats utifrån sammanställningen av data är att det är viktigt att planera provtagningen så att proverna kompletterar varandra – att man mäter på rätt plats, vid rätt tid och i rätt matris – för att kunna dra slutsatser och sätta in rätt åtgärder.

Provtagningsinsatserna har, utöver ökad kunskap, även resulterat i nya frågeställningar. Vi behöver fortsätta med olika typer av undersökningar, både kemiska analyser men även effektstudier, för att kartlägga miljögiftsproblematiken och dess eventuellt negativa effekter i vattenmiljön. Resultaten behöver även komma till större användning i åtgärdsarbetet i länet, för att vi ska kunna uppnå en giftfri miljö.

Ordlista

Förkortning	Förklaring
ARV	Avloppsreningsverk
BPA	Bisfenol A
BTEX	Bensen, toluen, etylbensen och xylen
CMR	Cancerogena, mutagena eller reproduktionsstörande ämnen
DGT	Passiv provtagare för metaller (eng. Diffuse Gradient in Thin films)
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten (eng. European Chemicals Agency)
LCCP	Långkedjiga klorerade paraffiner (eng. Long Chain Chlorinated Paraffins)
MCCP	Mellankedjiga klorerade paraffiner (eng. Medium Chain Chlorinated Paraffins)
MKN	Miljökvalitetsnorm
OSPAR	Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten där 15 Europeiska länder ingår (Oslo-Pariskonventionen)
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PBT	Persistenta, bioackumulerande och toxiska ämnen
PCB	Polyklorerade bifenyler
PDB	Passiv provtagare för flyktiga organiska ämnen (eng. Passive Diffusion Bag)
POCIS	Passiv provtagare för vattenlösliga organiska ämnen (eng. Polar Organic Chemical Integrated Sampler)
POPs	Långlivade organiska föroreningar (eng. Persistent Organic Pollutants).
REACH	EUs kemikalieförordning (eng. Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals)
SCCP	Kortkedjiga klorerade paraffiner (eng. Short Chain Chlorinated Paraffins)
SPMD	Passiv provtagare för fettlösliga organiska ämnen (eng. Semi-Permeable Membrane Devices)
TBT	Tributyltenn (tennorganisk förening)
$TCDD_{2378}$	Dioxinkongenen 2,3,7,8-TCDD, vilken är den giftigaste av alla dioxiner och furaner.
TEF	Toxisk ekvivalensfaktor beräknat utifrån toxiciteten av 2,3,7,8-TCDD för dioxiner, furaner och dioxinlika substanser, t.ex. PCB
$TEQ_{WHO\ 2005}$	Världshälsoorganisationens (WHO) toxiska ekvivalenssystem för dioxiner, furaner och dioxinlika substanser. En summering av alla kongeners TEF.
TOC	Koncentrationen av organiskt kol (eng. Total Organic Carbon)
TS	Torrsubstans, t.ex. torrsediment
VISS	VattenInformationsSystemSverige, en nationell databas för sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten inom vattenförvaltningen
WFD	Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG), kallas ofta Vattendirektivet (eng. Water Framework Directive)

Begrepp	Förklaring
Akut toxicitet	En dos av ett ämne som är direkt livshotande för en organism. Akuttoxiska tester brukar hållas i 24 till 96 h, efter vilka man undersöker hur stor dödlighet ämnet orsakat hos testorganismen.
Alkalinitet	Ett mått på ett vattens buffertkapacitet för försurning, d.v.s. vattnets förmåga att tåla tillskott av vätejoner (H^+).
Aromatisk	Kolväte bestående av sex kolatomer i ring med dubbelringar.
Bioackumulerande	Egenskap hos ämnen som gör att de ansamlas i vävnader hos organismer som exponeras av dessa via omgivande miljö och/eller föda.
Biomagnifierande	Egenskap hos ämnen som gör att de ökar i koncentration i vävnader hos organismer uppåt i näringsväven, från en trofinivå till en annan.
Biota	Djur- och växtlivet i en viss miljö.
Biotillgänglighet	Ett ämnes förmåga att tas upp i levande organismer från omgivningen eller födan.
Cancerogen	Orsakar cancer, cancerframkallande.
Detektionsfrekvens (%)	Antalet gånger, i procent, som t.ex. ett ämne påträffas i ytvattenprov när det analyseras i ett laboratorium.
Detektionsgräns	Gräns för ett analysvärde då det noteras som positivt i jämförelse med blankprov.
Diffus spridning	Miljögifter som sprids till miljön från exempelvis atmosfärisk deposition, förorenad mark eller varor och produkter.
DR CALUX	Toxicitetstest i form av biologisk analysmetod för dioxinlika föreningar. Modifierade celler exponeras för sediment. Cellerna utsöndrar ljus om dioxinlika föreningar binder till en specifik receptor i cellen.
Ekologisk status	Mått på kvaliteten av strukturen och funktionen hos det akvatiska ekosystemet i en vattenförekomst. Ekologisk status kan ha fem olika klasser; hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig.
Ekosystemtjänster	Funktioner i olika ekosystem som bidrar till bl.a. människans existens och välbefinnande, t.ex. fotosyntes, kvävefixering, och pollinering.
Gränsvärde	Inom vattenförvaltningen är gränsvärden bedömningsgrunder för kemiska ämnen vid statusklassificering av den kemiska statusen.
Hydrofil	Egenskap hos en molekyl eller del av molekyl som gör den vattenlösligt.
Hydrofob	Egenskap hos en molekyl eller del av molekyl som gör den vattenavstötande och ofta fettlösligt (samma som lipofil).
Isomer	Ämnen med samma molekylformel, men olika positioneringar av atomerna.
Kemisk status	Mått på den kemiska kvaliteten i en vattenförekomst. Kemisk status kan ha två olika klasser; god eller uppnår ej god kemisk status.
Klassgräns	Inom vattenförvaltningen är klassgränser bedömningsgrunder för kemiska ämnen vid statusklassificering av den ekologiska statusen. Bedömningsgrunder för SFÄ.

Begrepp, forts.	Förklaring
Kronisk toxicitet	Negativ påverkan på en organism p.g.a. exponering under en längre tid av ett ämne, vilket har en effekt på organismens hälsa och överlevnad genom påverkan på organ och dess funktioner.
Kolväte	Kemisk förening av kol och väte.
Metabolisering	Upptag, omvandling och nedbrytning av ämnen med hjälp av enzymer i organismer och mikroorganismer i miljön.
Metabolit	Nedbrytningsprodukt av en molekyl eller ett ämne.
Miljögift	Kemiskt ämne som har en skadlig inverkan på miljön.
Miljökvalitetsnorm (MKN)	Beskrivning av kvaliteten/statusen på en vattenförekomst som ska uppnås eller bibehållas. MKN är juridiskt bindande för myndigheter och kommuner.
Modersubstans	Ursprungsmolekylen av ett ämne innan eventuell nedbrytning.
Mutagen	Orsakar mutationer, d.v.s. förändringar i den genetiska informationen (DNA).
Ofullständig förbränning	Förbränning av organiskt material i syrefattig miljö.
Organisk förening	Kemiskt ämne som innehåller kol och väte, och andra grundämnen t.ex. syre, klor, fluor och brom.
Organiskt miljögift	En organisk förening som har en skadlig inverkan på miljön.
PAH CALUX	Toxicitetstest i form av biologisk analysmetod för PAHer. Modifierade celler exponeras för sediment. Cellerna utsöndrar ljus om PAHer binder till en specifik receptor i cellen.
Persistent	Svårnedbrytbart och långlivat ämne.
Prioriterade ämnen	Vattendirektivsämnen som är utpekade för åtgärder i syfte att föroreningen av dessa ämnen ska upphöra. Prioriterade ämnen har gränsvärden för den kemiska statusen i en vattenförekomst.
Rapporteringsgräns	Gräns för ett analysvärde där mätosäkerheten för analysmetodens detektionsgräns är inkluderad. Kallas även kvantifieringsgräns.
Referenssjö el. referensvattendrag	Ytvatten som saknar en känd lokal påverkanskälla för spridning av miljögifter till ytvatten. Referenssjöar/vattendrag används för att kunna uppskatta den diffusa spridningen av miljögifter.
Reproduktionstoxisk	Negativ påverkan på fortplantningsförmågan och/eller avkommans utveckling.
Screening	Sållningsundersökning. Inom miljögiftsövervakningen i ytvatten innebär screening provtagningar av en eller flera ämnesgrupper, eller provtagning i recipienter till olika typer av påverkanskällor.
Stockholmskonventionen	Internationellt regelverk för att förhindra och begränsa spridningen av långlivade organiska föroreningar (POPs).
Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)	Ämnen inom Vattendirektivet som släpps ut i betydande mängd, nationellt sett. SFÄ påverkar den ekologiska statusen negativt om de släpps ut i halter över dess klassgränser. SFÄ har nationella eller regionala klassgränser för måttlig ekologisk status.
Toppredator	Organism/individ högst upp i näringsväven, t.ex. människa, havsörn eller säl.
Toxicitetstest	Metod utöver kemiska analyser att mäta förekomst och/eller effekter av toxiska ämnen i miljön eller i olika typer av prover.

Begrepp, forts.	Förklaring
Toxisk	Giftig för organismer.
Trofinivå	Nivå i näringsväven av bytesorganism/djur och rovdjur.
Vattendirektivet	Europeiskt ramdirektiv för vattenförvaltningen inom unionen (eng. Water Framework Directive). Omfattar yt-, grund- och kustvatten.
Vattendirektivsämnen	Ämnen som ingår i vattendirektivet. Vattendirektivet anger gränsvärden för tre klasser av ämnen; prioriterade ämnen, vissa andra förorenande ämnen, och särskilda förorenande ämnen.
Vattenförekomst	Indelning av ytvatten och grundvatten enligt Vattendirektivet.
Vissa andra förorenande ämnen	Vattendirektivsämnen, som behandlas precis som prioriterade ämnen. De ingår i tidigare förordningar, och har inkluderats i vattendirektivet.
Ytvatten	Sjöar, vattendrag och kustvatten.

Storhet	Värde
mono	1
di	2
tri	3
tetra	4
penta	5
hexa	6
hepta	7
okta	8
nona	9
deka	10
m (milli)	10^{-3}, 0,001
µ (mikro)	10^{-6}, 0,000001
n (nano)	10^{-9}, 0,000000001
p (piko)	10^{-12}, 0,000000000001

Inledning

Länsstyrelsen Dalarnas län deltog första gången 2004 i en regional förtätning av den nationella miljögiftsövervakningen som genomförs av Naturvårdsverket, den så kallade screeningen. Sedan dess har länsstyrelsen deltagit i de årliga screeningarna i olika omfattning. Resultaten har initierat olika tillsynsärenden hos pågående verksamheter, men i huvudsak har de lett till bakspårning av miljögifter i Dalälvens eller Kolbäcksåns huvudfåra vidare upp i vattensystemen till troliga påverkanskällor. År 2008 genomfördes en screening av de ämnen som ska övervakas enligt Ramdirektivet för vatten (så kallade vattendirektivsämnen). Provtagningen i Dalarna var omfattande och flera vattendirektivsämnen påträffades i länets ytvatten. Detta ledde till att miljöenheten på länsstyrelsen 2009 beslutade att miljögifter skulle vara ett fokusområde för enheten. Som ett resultat av detta genomfördes två större miljögiftsprojekt. Därefter har provtagning i ytvatten skett inom den regionala miljögiftsövervakningen.

Resultaten från provtagningarna visar att det finns hundratals olika organiska miljögifter i länets sjöar och vattendrag.

Syftet med denna rapport är att sammanställa alla resultat överskådligt för att kunna få en helhetsbild av miljögiftsproblematiken i länets ytvatten. Alla ämnen som har analyserats har delats in i ämnesgrupper utifrån deras kemiska egenskaper. Dock finns det tre undantag och det är bekämpningsmedel, komplexbildare och läkemedel som har delats in utifrån deras användningsområden. Ämnesgrupperna beskrivs i en inledande del av rapporten, därefter presenteras resultaten för respektive ämnesgrupp i de matriser som de har analyserats i (vatten, sediment och/eller fisk).

I slutet av rapporten finns informationsblad med illustrationer för de ämnen som påträffas i mer än vartannat prov i vatten, sediment och fisk i de kommuner där provtagning har genomförts. Informationsbladen ger en sammanfattande och förenklad bild, och det finns stora skillnader mellan kommunerna vad gäller antalet prover och ämnen som har analyserats. Trots det kan dessa informationsblad ge en översiktlig bild av problembilden utifrån det aktuella kunskapsläget. Det finns även en informationsruta med föreslagna fokusområden för respektive kommun, och dessa kan ses som ett prioriteringsstöd vid eventuella insatser mot miljögifter i ytvatten.

Begränsningar

Dataunderlaget till denna rapport består oftast av ett prov per provtagningstillfälle, vilket leder till att det för provtagningslokalerna oftast inte går att beräkna någon statistik. Spatiala variationer och mätosäkerheter, både vid provtagning och analys, kan därför få stor påverkan på dataunderlaget. Genom åren har olika analyslaboratorier anlitats, och eftersom olika laboratorier ofta har olika analysmetoder och analysinstrument kan detta påverka resultaten. Rapporteringsgränserna kan också skilja sig mellan olika

laboratorier, vilket kan påverka dataunderlaget. Men all data utgör trots sina begränsningar ett bra underlag för fortsatta utredningar och för att kunna beskriva miljögiftssituationen i länets ytvatten.

Avgränsningar

Vid provtagningarna av ytvatten för analys av organiska miljögifter har även metaller och tungmetaller analyserats. Dessutom har provtagningar för analys av miljögifter genomförts vid avloppsreningsverk, avfallsanläggningar och plantskolor. Resultat från dessa provtagningar kommer att redovisas senare. Det kan dock poängteras att ett stort antal ämnen sprids till vattenmiljön från industrier och hushåll via avloppsreningsverk. Länsstyrelsen har tidigare gett ut en rapport som behandlar metallhalter i ytvatten till gruvrecipienter i Dalarna (Larson 2010).

Den här rapporten redovisar uppmätta halter av *organisk*a miljögifter provtagna i *ytvatten*.

För mer detaljerad beskrivning av miljögiftssituationen, och med en koppling till vattenförvaltning och dess gränsvärden och klassgränser för kemisk respektive ekologisk status, rekommenderas underlagsdokumenten för åtgärdsprogram 2015-2021 (www.dalarnasvatten.se). I dessa dokument finns även förslag till åtgärder för de påverkanskällorna som kartlagts.

Tack till Rasha Ishaq, Daniel Larson och Viktor Tsiamis för värdefulla synpunkter på en tidigare version av rapporten.

Organiska miljögifter

Organiska miljögifter sprids till miljön från olika processer, produkter eller varor där kemikalier används. En egenskap hos en kemikalie, som är efterfrågad i en produkt eller vara, kan vara skadlig för organismer eller miljön. Förutom att vara giftiga och döda organismer, kan kemikalier ha egenskaper som ger andra negativa effekter i miljön och på så vis bli miljögifter. Exempelvis kan en mjukgörande eller flamskyddande kemikalie ha en molekylstruktur som liknar ett hormon och därmed vara hormonstörande. Hormonstörande ämnen kan bland annat påverka fortplantningsförmågan och avkommans utveckling, men även störa immunsystemet och ämnesomsättningen (WHO 2013).

Många organiska miljögifter ansamlas i organismer och ökar i halt i näringsväven, och detta beror på att de är svårnedbrytbara och därför ökar i halt i miljön. De kan också vara giftiga för levande organismer. Om en kemikalie har en eller flera av dessa egenskaper kallas det för ett *PBT-ämne*, det vill säga ämnet är *p*ersistent (svårnedbrytbart), *b*ioackumulerande (ansamlas i organismer) och/eller *t*oxiskt (giftigt). Kemikalier kan dessutom orsaka cancer, antingen genom att ge upphov till förändringar av arvsmassan, så kallade mutationer, eller påskynda tillväxten av tumörer. De kan även ha en negativ påverkan på fortplantningen eller avkomman. Om en kemikalie har någon av dessa egenskaper kallas det för ett CMR-ämne, vilket innebär att ämnet är *c*ancerogent (orsakar cancer), *m*utagent (orsakar förändringar i arvsmassan) och/eller *r*eproduktionsstörande. Kemikalier som släpps ut i miljön och blir miljögifter kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön. Sammanfattningsvis kan miljögifter leda till förluster av både biologisk mångfald och livsmiljöer, men också utgöra ett hot mot människors och andra toppredatorers hälsa.

Ämnesbeskrivning

I denna rapport är de olika ämnena som analyserats i Dalarnas ytvatten indelade i olika ämnesgrupper, baserade på deras kemiska egenskaper. Nedan beskrivs de olika ämnesgrupperna med deras kemiska egenskaper, användningsområden, spridning till miljön, och eventuella effekter i vattenmiljön. I bilaga 1 finns exempel på ämnesgruppernas användningsområden, och i vilka typer av produkter eller processer man kan återfinna dem.

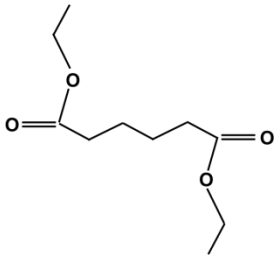
Många av rapportens ämnesgrupper har ämnen som ingår i EU:s Ramdirektiv för vatten, fortsättningsvis kallat vattendirektivet. De ytvatten som omfattas av vattendirektivet har kvalitetsmål, så kallade miljökvalitetsnormer (MKN). Ytvatten har MKN för både kemisk och ekologisk status. Den kemiska statusen klassas utifrån i dagsläget 45 så kallade prioriterade ämnen. Den ekologika statusen är en sammanvägning av olika miljöproblem där miljögifter med i dagsläget 33 särskilda förorenande ämnen (SFÄ) ingår i den samlade bedömningen. I bilaga 2 finns en lista över de prioriterade

ämnen (bilaga 2a) och SFÄ (bilaga 2b) som förekommer i respektive ämnesgrupp som ingår i denna rapport.

Miljögifter sprids till vattenmiljön via punktkällor och diffusa källor. Utsläppen från enskilda källor, t.ex. pågående miljöfarliga verksamheter, har minskat de senaste decennierna genom olika utsläppsreducerande åtgärder, exempelvis förbud eller restriktioner av kemikalier inom processindustrin eller förändringar av processtekniker. För många miljögifter är punktutsläpp från pågående miljöfarliga verksamheter inte längre den största källan till utsläpp. De stora problemen är i stället utsläpp från sekundära utsläppskällor, den så kallade diffusa spridningen. Exempel på diffus spridning är ofullständig förbränning (t.ex. biltrafik och avfallsförbränning), atmosfärisk deposition, och läckage från förorenade områden (t.ex. deponier, industritomter, sediment i sjöar vid nedlagda verksamheter och fiberbankar vid massaindustrier). Det sker även en diffus spridning av miljögifter från olika produkter som utsöndrar ämnen, exempelvis från plastprodukter eller textilier. Dessutom fungerar avloppsreningsverk som en länk till vattenmiljön för alla kemikalier som används i hushåll och industrier. Alla ämnen som avloppsreningsverkens reningssteg inte klarar av att ta bort sprids till närliggande vatten eller ansamlas i slammet. (Naturvårdsverket 2007a, Palm m.fl. 2002, Bernes 1998)

Adipater

Adipaterna är en stor grupp ämnen med varierande kemiska och fysikaliska egenskaper. De består av två estrar (kol med en enkel- och en dubbelbindning till syre) med en kolkedja mellan och en två funktionella grupper bundna till estrarna (Fig. 1).



Figur 1. Dietyladipat.

Adipater är en grupp ämnen som ofta används som alternativ till ftalater och förekommer som bl. a. mjukgörare och smörjmedel i olika produkttyper, bl.a. som tillsats i färger, oljor, och byggmaterial. Beroende på kolkedjans läng mellan estrarna har adipater olika användningsområden. De kortaste kan lösa både organiskt material och vatten och används vid blandningen av egentligen oblandbara faser som plast och vatten. De används även som lösningsmedel i färg och för färgborttagning. Lite längre adipater används som mjukgörare i t.ex. PVC-plast och kosmetiska produkter. Adipater med lång kolkedja används som basolja för flygmotorer, och motoroljor för skogsmaskiner och transformatorer. (KemI 2005, Remberger m.fl. 2005, Naturvårdsverket 2006)

Den största spridningen av adipater till miljön sker från punktkällor, som exempelvis verksamheter som använder adipater men också via reningsverken (Remberger m.fl. 2005, Naturvårdsverket 2006).

Adipater är lättnedbrytbara i miljön och i organismer. Trots att adipater är lättnedbrytbara ansamlas de i miljön p.g.a. att de används i stor

utsträckning. De kan vara giftiga i miljön. (KemI 2005, Remberger m.fl. 2005)

Alifater

Alifater, är olika raffinerade fraktioner av rå- eller mineralolja med varierande antal kolväten. Alifater består av olika långa ogrenade kolkedjor.

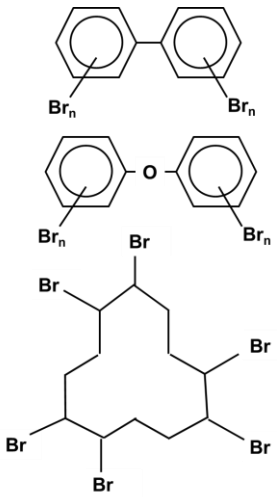
Kortare kolkedjor finns i fraktionerna råbensin eller råfotogen medan de längre kolkedjorna finns i bränn- och smörjoljor.

Alifater i form av mineralolja kan läcka från bensinstationer, deponier, biltvättar, flygplatser, m.m.

Mineralolja är svårnedbrytbar i miljön och p.g.a. dess hydrofoba karaktär binder oljan till partiklar och föroreningen i miljön blir därmed lokal vid utsläpp (Ahlbom & Duus 1992).

Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel är ett samlingsnamn för bromerade organiska ämnen som framställs för att hämma brand i bl.a. hemelektronik, möbeltextilier och isoleringsmaterial. Det finns ett 70-tal bromerade flamskyddsmedel, indelade i olika grupper; poly-bromerade bifenyler (PBB), polybromerade difenyletrar (PBDE), hexabromcyklododekan (HBCDD) och tetrabrombisfenol A (TBBPA).



Figur 2. Polybromerad bifenyl (PBB, överst), polybromerad difenyleter (PBDE, mitten) och hexabromcyklododekan (HBCDD, nederst).

PBB och PBDE finns i olika så kallade kongener (varianter), d.v.s. olika antal brommolekyler på olika positioner kring de aromatiska kolringarna (Fig. 2). Teoretiskt finns det 209 kongener av molekylerna, men alla har inte använts som flamskyddsmedel. PBB är förbjudet i nya produkter och har tidigare ersatts av olika PBDE, där penta-, okta- och deka-BDE (d.v.s. fem, åtta eller tio bromatomer i molekylen) är de vanligast använda flamskyddsmedlen. PBDE är sedan 2008 förbjudna vid produktion av elektroniska produkter. HBCDD (Fig. 2) är upptaget i bilaga XIV till REACH, vilket innebär att det inte får användas eller sättas ut på marknaden utan tillstånd från ECHA. Det finns förslag på förbud för produktion av produkter innehållande TBBPA. (KemI 2015a, KemI 2006a)

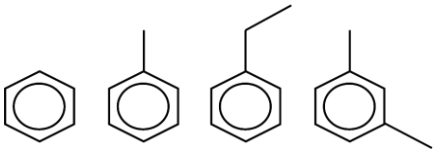
Bromerade flamskyddsmedel sprids till miljön via punktkällor, t.ex. processindustrier, deponier och avloppsreningsverk, men också via diffusa källor som möbler, textilier och isoleringsmaterial i byggnader, m.m. Denna ämnesgrupp påträffas i miljöer långt från lokala punktkällor, bl.a. vid polerna, vilket tyder på långväga spridning av ämnet i miljön via atmosfärisk deposition. PBDE och HBCDD är inskrivna i Stockholmskonventionen för

långlivande organiska föroreningar (POPs). (KemI 2006a, Stockholm Convention 2016)

Bromerade flamskyddsmedel är fettlösliga och ansamlas därför i sediment och biota i vattenmiljöer, och de flesta är giftiga för vattenlevande organismer. De är även biomagnifierande, d.v.s. ökar i koncentration högre upp i näringsväven. (KemI 2006a)

BTEX

BTEX är en förkortning av fyra enkla aromatiska kolväten (monocykliska); bensen, toluen, etylbensen och xylen. Bensen består endast av en aromatisk kolring, de tre andra är alkylerade bensener d.v.s. de har en eller flera alkylgrupper (CH_3) bundna till kolringen (Fig. 3).



Figur 3. BTEX; bensen, toluen, etylbensen och xylen (från vänster till höger).

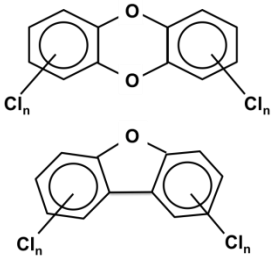
BTEX är flyktiga organiska föreningar som förekommer främst i petroleumprodukter och används vid framställning av plast, färg, avfettningsprodukter, lim, tätningsmedel, bilvårdsprodukter, m.m. Xylen används även vid framställning av ftalater och specialkemikalier som vitaminer, läkemedel och smakämnen. Styren ingår inte i BTEX, men det är även det ett enkelt aromatiskt kolväte som används vid produktion av plast (polystyren) och skumplast. (KemI 2007, KemI 2010a, KemI 2010b).

BTEX sprids till miljön från punktkällor, exempelvis trafik, framställning och hantering av bensin och lösningsmedelsprodukter och vid framställning av plaster. Deponier och soptippar är också punktkällor för BTEX. Det sker även en diffus spridning av BTEX från produkter, exempelvis kan styren avges från så kallade strumpor som används vid renovering av vägtrummor (relining).

BTEX är flyktiga och avdunstar oftast från vattenmiljön, med de är svagt till starkt fettlösliga och kan därför ansamlas i sediment och vattenlevande organismer. De är giftiga och har cancerframkallande egenskaper. (WSP Environmental 2004)

Dioxiner och furaner

Dioxiner används ofta som samlingsnamn för dioxiner (polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner, PCDD) och furaner (polyklorerade dibensofuraner, PCDF) Det finns 210 olika kongener, varianter, (135 dioxin-kongener och 75 furankongener) där antalet klora-tomer och deras positioner varierar inom molekylen (Fig. 4). Kongenernas giftighet varierar bland de olika kongenerna, och det är främst 17 kongener som är mycket giftiga. Av dessa är 2,3,7,8-TCDD ($TCDD_{2378}$) är den



Figur 4. Dioxin (överst) och furan (nederst).

mest giftiga och betecknas som det giftigaste ämnet människan har producerat. Utifrån giftigheten hos $TCDD_{2378}$ har ett jämförelsesystem utvecklats med så kallade toxiska ekvivalensfaktorer (TEF) för 16 dioxin- och furankongeners giftighet i relation till $TCDD_{2378}$ (van de Berg m.fl. 2006, Naturvårdsverket 2005). Det finns även TEF:ar för tolv polyklorerade bifenyletrar (PCBer, se avsnittet om PCBer). I denna rapport har WHO-TEQ 2005 använts (van de Berg m.fl. 2006).

Dioxiner och furaner bildas som biprodukter vid olika processer och vid nedbrytning av klorhaltiga ämnen och produkter. Dioxiner och furaner sprids oavsiktligt till miljön från bl.a. förbränning av fossila bränslen, avfallsförbränning, stål- och pappersmassaproduktion, framställning av PCBer och pentaklorfenol, m.m. Dioxiner och furaner påträffas även vid tidigare verksamheter där pentaklorfenolpreparat har använts vid träimpregnering (Naturvårdsverket 2009a). De återfinnis överallt i miljön, långt från lokala påverkanskällor. Dioxiner och furaner är sedan 2009 inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016). På grund av spridningsminskande åtgärder, som t.ex. produktionsförändringar, har utsläppen från industrier minskat, och den största källan är i dagsläget förbränning av ved och biobränslen (Naturvårdsverket 2010a).

Dioxiner och furaner är fettlösliga och ansamlas i sediment och biota i vattenmiljön. De är även biomagnifierande, vilket innebär att de ökar i koncentration högre upp i näringsväven. Dioxiner och furaner är cancerframkallande och reproduktionsstörande. Den mest giftiga kongenen, $TCDD_{2378}$, har plan molekylstruktur, vilket gör att den lätt kan ta sig in i celler och skada det genetiska materialet (DNA), och därmed kunna leda till cancer, eller olika typer av organskador. Beroende på kongenernas giftighet, i jämförelse med $TCDD_{2378}$, är olika kongener olika potenta, men samtliga kongener kan skada celler och påverkar organismer negativt. Dioxiner och furaner kan påverka hormonsystemet negativt vilket kan leda till effekter på immunsystemet och reproduktionen. Denna ämnesgrupp kan orsaka långtidseffekter i miljön. (Naturvårdsverket 2010a, van de Berg m.fl. 2006)

Fenoler

Fenoler består av en eller flera aromatiska kolväten med alkoholgrupper.

Bisfenol A (BPA) består av två fenolgrupper som bundits samman i propankedja (Fig. 5).

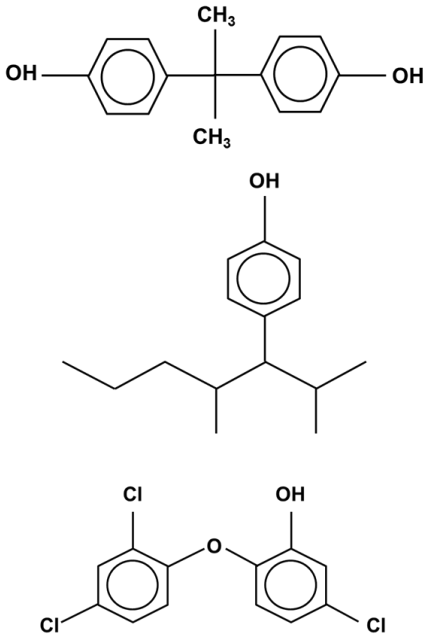
BPA är en råvara till olika plastprodukter bl.a. CD- och DVD-skivor, termopapper och innerhöljet i konservburkar (KemI 2012). BPA används vid tillverkning av epoxiharts, som används i lim, golvbeläggningsmaterial, färger och lim. Tidigare tillverkade man nappflaskor innehållande BPA, men sedan 2011 är det inom EU förbjudet att använda BPA i nappflaskor.

Bisfenol A sprids diffust i miljön från produkter, och även via avloppsreningsverk och avfallsförbränning.

BAP är lättnedbrytbart i vattenmiljöer. Det är hormonstörande och giftigt för vattenlevande organismer (KemI 2012).

Alkylfenoler (t.ex. nonylfenol och oktylfenol) består av en eller flera alkylkedjor bundna till en fenol (Fig. 5). De är nedbrytningsprodukter av alkylfenoletoxilater (t.ex. oktyl- och nonylfenoletoxilat). (KemI 2015b)

Alkylfenoletoxilater är ytaktiva ämnen (tensider) med en fettlöslig del (fenol) och en vattenlöslig del (etoxikedja). De används bl.a. i emulgerings- och rengöringsmedel och vid tillverkning av textilier. (KemI 2015b)



Figur 5. Bisfenol-A (överst), nonlyfenol (mitten) och triklosan (underst).

Alkylfenoletoxilater är biologiskt nedbrytbara, men bildar stabila fettlösliga nedbrytningsprodukter, t.ex. oktyl- och nonylfenol (Fig. 5). Oktyl- och nonylfenol sprids diffust till miljö från varor, men också via avloppsreningsverk och industrier. De ansamlas i sediment och biota när de når vattenmiljön, och påträffas även i slam från avloppsreningsverk. (KemI 2015b)

Alkylfenoler är svårnedbrytbara i vattenmiljön och ansamlas i sediment, och bioackumuleras i organismer. De är mycket giftiga för vattenlevande organismer och reproduktionsstörande, bl.a. har man sett feminisering av hanfiskar vid exponering av nonylfenol. (KemI 2015b)

Triklosan består av två klorerade aromatiska kolringar, varav den ena är en fenol, sammankopplade med en syremolekyl (Fig. 5).

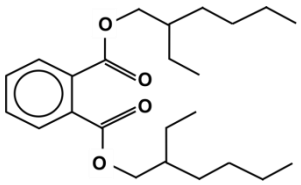
Triklosan har använts som biocid i över 50 år p.g.a. av dess antibakteriella egenskaper. Ämnet har använts inom ett stort antal olika konsumentprodukter, exempelvis hygienartiklar (tandkräm, tvål och diskmedel), textiler (sportkläder), köksutrustning (disktrasor och köksbänkar) och plastprodukter (skärbrädor, folie, mm). (KemI 2015h)

Triklosan sprids till miljön från processindustrier där triklosan används och från avloppsreningsverk från alla hushåll som använder produkter med triklosan. Triklosan kan omvandlas till dioxiner (exempelvis vid förbränning eller nedbrytning av UV-ljus). Därför kan konsumentprodukter innehållande triklosan även innehålla dioxiner. (Remberger m.fl. 2002, KemI 2015h)

Triklosan är fettlösligt och ansamlas i sediment och fisk i vattenmiljön. Det är giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka långtidseffekter i miljön. Triklosan har även hormonstörande egenskaper. (KemI 2015h, Remberger m.fl. 2002)

Ftalater

Ftalater är en grupp ämnen som består av en ftalsyra (en aromatisk kolring med två estrar) med olika typer av kolkedjor (Fig. 6).



Figur 6. Di-(2etylhexyl)-ftalat (DEHP).

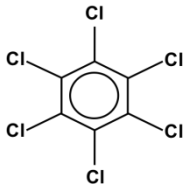
Ftalater används som mjukgörare i plaster (PVC) och gummi. De används huvudsakligen i golvbeläggningar av plast, men även i tätningsmedel, kablar och tapeter. De används även som mjukgörare i sandaler, PVC-tryck på kläder, bindemedel i olika färger och lim, och som lösningsmedel i parfymer och bekämpningsmedel. Det finns tre ftalater som räknas som de giftigaste; di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP, Fig. 6), dibutylftalat (DBP) och bensylbutylftalat (BBP). De är förbjudna i leksaker och barnvårdsartiklar och har andra internationella restriktioner (t.ex. finns de på kandidatlistan för REACH). Nu används istället används ftalaterna diisodecylftalat (DIDP) och diisononylftalat (DINP). (KI 2014, KemI 2011c, KemI 2001)

Ftalater sprids från processindustrier som använder ftalater och avloppsreningsverk, men de sprids även diffust från produkter innehållande ftalater. De är inte bundna i produkten utan utsöndras under produktens livslängd. Trots ftalaternas låga flyktighet exponeras miljön och människor av ftalater genom det stora diffusa utsläppet som sker från produkten under hela dess livslängd. Detta gör att ftalater återfinns överallt i miljön. (KemI 2011c)

Ftalater är fettlösliga och ansamlas i sediment och fisk när det når vattenmiljö. Ftalater är reproduktionsstörande och giftiga för vattenlevande organismer. DBP är mycket toxisk för vattenlevande organismer. Ftalater är även hormonstörande. (Naturvårdsverket 2009b)

Klorbensener

Klorbenser består av en aromatisk kolring (bensen) med en till sex kloratomer (Fig. 7), och det finns 12 olika kombinationer av antalet klor och deras positioner.



Figur 7. Hexaklorbensen (HCB).

Klorbensener används främst som lösningsmedel, men även som bekämpningsmedel mot insekter (diklorbensener), träröta och svamp på utsäde (hexaklorbensen). 1,4-diklorbensen kan användas som luktförbättrare i avloppsreningsverk och offentliga toaletter. Pentaklorbensen används i kondensatorer och tidigare som bekämpningsmedel och vid framställning av flamskyddsmedel. (Esbjörnson 2002a)

Klorbensener sprids diffust från produkter till miljön, men även via punktkällor, såsom processindustrin, via avloppsreningsverk och vid besprutning. De är relativt flyktiga och återfinns därmed i större delen av vår miljö. Penta- och hexaklorbensen är inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016). Hexaklorbensen kan brytas ner i miljön eller metaboliseras i organismer till pentaklorfenol (Bernes 1998).

Klorbensener är fettlösliga och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljöer. De är mycket giftiga för vattenlevande organismer och kan orsaka allvarliga långtidseffekter i vattenmiljön (Naturvårdsverket 2009d, Bernes 1998).

Klorerade alifater

Klorerade alifater (klorerade lösningsmedel) är kolväten med en till två kolatomer där väteatomerna är utbytta mot en eller fler kloratomer. Exempel på ämnen kan vara kloroform, trikloretan och vinylklorid, (KemI 2015c).

Klorerade alifater är förbjudna i konsumentprodukter och kräver dispens för användning i industrin. De används som lösnings-, avfettnings- och extraktionsmedel inom verkstads-, kemiteknisk- och elektronikindustri samt kemtvättar (Englöv m.fl. 2007).

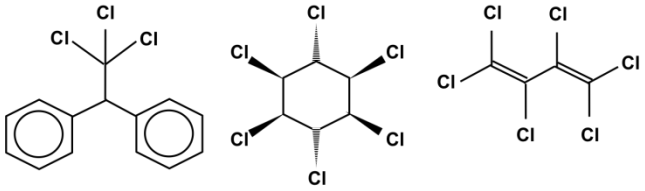
Klorerade alifater sprids från processindustrier och användare av lösnings- och avfettningsmedel, t.ex. kemtvättar. På grund av deras egenskaper sprids de i miljön via luft, mark och vatten. Vissa av dem är ozonnedbrytande. De har dålig vattenlöslighet och hög flyktighet. (Englöv m.fl. 2007, Kemi 2015c)

Klorerade alifater är cancerframkallande och giftiga för vattenlevande organismer och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön (Englöv m.fl. 2007, KemI 2015c).

Klorerade bekämpningsmedel

Klorerade bekämpningsmedel är ett samlingsnamn för äldre bekämpningsmedel som innehåller klor. Den största andelen av dessa ämnen är insektsmedel som har verkan på nervsystemet. De är fettlösliga och svårnedbrytbara, och även nedbrytningsprodukterna är svårnedbrytbara.

Trots att flera av ämnena visade sig ha negativa miljöeffekter redan på 1960-talet är de fortfarande aktuella miljögifter. På grund av deras svårnedbrytbarhet påträffas de i miljön trots att de varit förbjudna i Sverige under en lång tid. Användningen av klorerade bekämpningsmedel pågår fortfarande i andra delar av Europa och resten av världen och sprids via atmosfärisk deposition. Oavsiktlig spridning i Sverige skedde främst vid handhavande vid besprutning, men även vid spill, framställning och avfallshantering. I dagsläget sprids de främst från förorenade områden, men även till miljön via kompostering av besprutad frukt och grönsaker som importerats.



Figur 8. Klorerade bekämpningsmedel; DDT (vänster), γ-HCH (lindan, mitten) och hexaklorbutadien (höger).

Tillskillnad från många andra miljögifter är bekämpningsmedel framställda för att döda skadedjur, ogräs, och svamp och medlen har därför stor negativ inverkan på vattenlevande organismer, men även landlevande organismer.

DDT har tre nedbrytningsprodukter (DDE, DDD och DDA), men DDT används ofta som ett samlingsnamn för modersubstansen och nedbrytningsprodukterna (Fig. 8).

DDT användes tidigare som bekämpningsmedel mot skadeinsekter inom jordbruket, men även inom skogsbruket. DDT och dess nedbrytningsprodukter kan spridas från förorenad mark vid sågverk, där DDT användes som träskyddsmedel vid virkesupplagen (Naturvårdsverket 2010b). Det används fortfarande för malariabekämpning. DDT är inskrivet i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016).

I Sverige är det främst den svårnedbrytbara nedbrytningsprodukten DDE som återfunnits i miljön (Bernes 1998). DDT och dess nedbrytningsprodukter ansamlas i sediment och biota när det når vattenmiljön. De är även biomagnifierande, cancerframkallande, reproduktionsstörande och mycket giftiga för vattenlevande organismer. DDT och dess nedbrytningsprodukter är hormonstörande.

HCH (hexaklorcyklohexaner) finns som flera isomerer (α, ß och γ). Lindan (γ-HCH; Fig. 8) är inte lika persistent som de andra isomererna, men mycket mer verksam mot insekter (Bernes 1998). HCH har använts som bekämpningsmedel mot skadeinsekter. Lindan har även använts vid behandling av virke för att skydda mot skadeinsekter (Naturvårdsverket 2008, Naturvårdsverket 2010b). Alla HCH-isomerer är inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016).

HCH-isomererna är flyktiga och har därför spridits långväga i miljön. HCH ansamlas i sediment och biota när det når vattenmiljön, och är mycket giftig för vattenlevande organismer. (Bernes 1998)

Edosulfan har två isomerer (α- och ß) och nedbrytningsprodukten endosulfansulfat. Endosulfan har använts som bekämpningsmedel mot skadeinsekter. Det har varit förbjudet i Sverige sedan mitten av 1990-talet, men det används fortfarande i andra delar av världen (Loh m.fl. 2006). Endo-

sulfan blev inskrivet i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) 2011 (Stockholm Convention 2016).

Endosulfan och endosulfansulfat sprids långväga i miljön via atmosfärisk deposition och via importerade livsmedel. De ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljöer, och det är mycket giftigt för vattenlevande organismer. (Loh m.fl. 2006)

Cyklodiena bekämpningsmedel är ett samlingsnamn för aldrin, dieldrin, endrin och isodrin. De har använts som bekämpningsmedel för skadeinsekter. Aldrin, dieldring och endrin är inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016).

Cyklodiena bekämpningsmedel ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är mycket toxiska för vattenlevande organismer. Aldrin bryts snabbt ner till den mer persistenta dieldrin i miljön. (Bernes 1998)

Heptaklor är en komponent och nedbrytningsprodukt av bekämpningsmedlet klordan, men det har också använts som bekämpningsmedel mot skadeinsekter. Heptaklor och klordan är inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016).

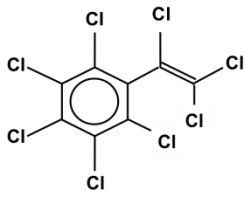
Heptaklor bryts vidare ner till *heptaklorepoxid*, som är mycket mer svårnedbrytbart och giftigt än heptaklor. Båda heptaklor och heptaklorepoxit är svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är cancerframkallande och mycket giftiga för vattenlevande organismer. (Engström 2011)

Hexaklorbutadien används som bekämpningsmedel men även som exempelvis lösningsmedel och hydraulolja (Fig. 8). Hexaklorbutadien är inskrivet i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs) (Stockholm Convention 2016).

Hexaklorbutadien är kan orsaka skador på det genetiska materialet (DNA) och orsaka cancer. Det är svårnedbrytbart och ansamlas i sediment och fisk när det når vattenmiljö. Det är giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön (Naturvårdsverket 2009c).

Klorerade och bromerade styrener

Klorerade och bromerade styrener består av ett aromatiskt kolväte med en eller flera klor- eller bromatomer i molekylen. I denna rapport ingår monoklorstyren (med tre isomerer: o-, m-, och p-monoklorstyren), oktaklorstyren (Fig. 9) och ß-bromstyren.



Figur 9. Oktaklorstyren.

Monoklorstyrener används som plasttillsats, och ß-bromstyren används som tillsats i mat och som parfymtillsats i hygienartiklar. Oktaklorstyren bildas oavsiktligt inom

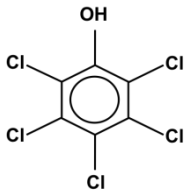
processindustrin, t.ex. klorindustrier, men också vid ofullständig förbränning (Kaj m.fl. 2006).

Klorerade och bromerade styrener sprids i miljön via punktkällor som processindustrier, men också diffust via ofullständig förbränning och atmosfärisk deposition (Loh m.fl. 2003).

Klorerade och bromerade styrener är svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Monoklorstyren och oktaklorstyren är även biomagnifierande, vilket innebär att de ökar i koncentration högre upp i näringsväven. De är giftiga för vattenlevande organismer. (Loh m.fl. 2003).

Klorfenoler

Klorfenoler består av en aromatisk kolring med en alkoholgrupp och en till fem kloratomer (Fig. 10). Klorfenoler liknar klorbensener (Fig. 7).



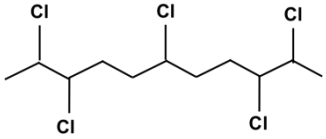
Figur 10. Pentaklorfenol.

Pentaklorfenol användes tidigare som bekämpningsmedel inom träskyddsindustrin och för slembekämpning inom massaindustrin. Det har även använts vid textilimpregnering. Pentaklorfenol har sedan länge varit känd för sin höga giftighet, och har flera internationella förbud mot produktion. Pentaklorfenolpreparat är alltid förorenade med dioxiner och furaner, som bildas oavsiktligt vid produktionen av preparatet. Pentaklorfenol är bl.a. upptagen av Oslo-Paris-konventionen (OSPAR), vilket innebär att produktionen av ämnet ska ha upphört 2020. Pentaklorfenol används dock fortfarande som biocid i bl.a. Nordamerika, Kina och Indien, men 2015 blev ämnet inskrivet i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs). (Stockholm Convention 2016, Naturvårdsverket 2009a & 2009c, Palm m.fl. 2002)

Spridningskällorna för pentaklorfenol är många, vilket gör att de påträffas ofta i miljön. Vid tryckimpregnering och doppning av virke har pentaklorfenolpreparaten varit förorenade av dioxiner och furaner, och den förhållandevis okontrollerade hanteringen av doppningskemikalien har även bidragit till spridning av dioxiner i miljön (Naturvårdsverket 2009a). Pentaklorfenol bildas även vid nedbrytning av hexaklorbensen, och återfinns i miljöer där hexaklorbensen har använts (Bernes 1998). Alkoholgruppen på pentaklorfenol gör den förhållandevis vattenlöslig trots sin höga fettlöslighet. Detta gör att pentaklorfenol har högre spridningsmöjlighet i vattenmiljön än många andra klorerade bekämpningsmedel. Pentaklorfenol är den mest förekommande klorfenolen i miljön. (Naturvårdsverket 2009a)

Klorfenoler är svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Pentaklorfenol är mycket giftig för vattenlevande organismer och har stor negativ effekt på akvatiska ekosystem (Hedtke m.fl. 1986).

Klorparaffiner



Figur 11. Kortkedjad klorparaffin, SCCP

Klorparaffiner (klorerade alkaner) består av raka kolkedjor med tio till 40 kolatomer och där ca hälften av väteatomerna är utbytta mot kloratomer (Fig. 11). De delas in i tre olika grupper, kortkedjiga (SCCP, 10-13 kol), mellankedjiga (MCCP, 14-17 kol) och långkedjiga (LCCP, 18-30 kol). De kan även delas in i låg- och högklorerade, där högklorerade har mer klor än väte bundna till kolkedjan.

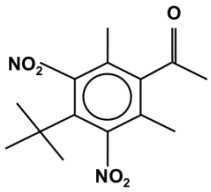
De används som mjukgörare eller flamskyddsmedel i plast och som kyl- och smörjmedel. (Järnberg m.fl. 2005)

Klorparaffiner sprids i miljön från processindustrin, men också diffust från användningen av produkter innehållande klorparaffiner.

Klorparaffiner ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Kort- och mellankedjiga klorparaffiner är mycket giftigt för vattenlevande organismer, särskilt för ryggradslösa djur. Kort och mellankedjiga klorparaffiner kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön. (KemI 2015d)

Myskämnen

Myskämnen produceras naturligt av myskhjorthannar, men framställs syntetiskt för sin användning som doftämne (Törneman 2008). De är indelade i två grupper, polycykliska- och nitromyskämnen (Fig. 12)



Figur 12. Myskketon (nitromyskämne).

Myskämnen är parfymämnen som används som doftämnen i olika produkter, t.ex. tvättmedel, schampo, kosmetika, luftrenare/förbättrare och tobak.

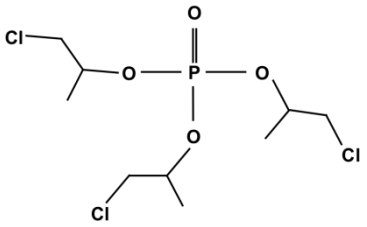
Den största spridningen av myskämnen till vattenmiljön är via avloppsreningsverk. Myskämnen är svårnedbrytbara både i miljön och i avloppsreningsverk, vilket gör att de ansamlas i miljön. De finns i miljöer utan punktkällor, vilket visar att de även sprids via långväga transporter. (Sternbeck m.fl. 2008, Törneman 2008)

Myskämnen är fettlösliga och ansamlas därför i sediment och biota när de når vattenmiljön. Några av myskämnena har visat sig vara reproduktionsstörande för fisk (Sternbeck m.fl. 2008, Carlsson & Norrgren 2004).

Organofosfater

Organofosfater är en stor ämnesgrupp med stor variation bland ämnenas kemiska och fysikaliska egenskaper (Evenset m.fl. 2009), vilket gör att de beter sig olika i miljön. De är uppbyggda av fosfatestrar med olika kolkedjor kopplade till syremolekylerna. Det finns klorerade (Fig. 13) och icke-klorerade organofosfater.

Organofosfater används främst som mjukgörare och flamskyddsmedel i plast, men även som tillsatser i antiskummedel, smörjmedel och hydraulvätskor (Naturvårdsverket 2006).



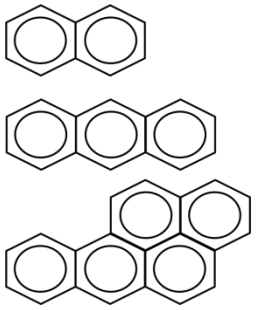
Figur 13. tris(2-klorisopropyl)fosfat (TCPP).

Organofosfater sprids diffust via läckage från produkter som innehåller dessa ämnen under produktens livscykel, men även via punktkällor som processindustrier, avloppsreningsverk och deponier. (Haglund & Marklund 2005).

Organofosfater är svårnedbrytbara, men beroende på den stora variationen av organofosfaternas fettlöslighet ansamlas de olika effektivt i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Klorerade organofosfater tenderar att vara mer svårnedbrytbara än de icke-klorerade. Även denna ämnesgrupps giftighet för vattenlevande organismer varierar, där klorerade organofosfater är mer giftiga än de icke-klorerade (Sundkvist & Marklund 2008).

PAHer

PAHer (polycykliska aromatiska kolväten) består av två till flera aromatiska kolväten. Kolringarna är kondenserade, vilket betyder att kolringarna delar sidor med varandra (Fig. 14). Det finns ett stort antal PAHer, men det anses att PAHer med två till sju kolringar har störts effekter i miljön. Det är oftast 16 stycken PAHer som ingår i traditionella analyser, och det är PAHer med två till sex kolringar. Av dessa anses sju stycken vara cancerogena, och de kallas cancerogena PAHer. De 16 PAHerna kan även delas in i tre storleksgrupper, L-PAH, M-PAH och H-PAH (low, medium, respektive high).


Figur 14. Naftalen (överst), antracen (mitten) och Benso[a]pyren (nederst).

PAHer ingår i impregneringsmedlet kreosot. PAHer finns även i högaromatiska oljor som bl.a. används som mjukgörare i gummi i bildäck. (KemI 2015e, Naturvårdsverket 2007a)

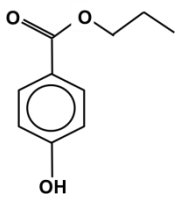
Punktkällor för PAHer är exempelvis bensinstationer och fabriker som tillverkar gummi, men även förorenad mark från impregneringsverksamheter som använt kreosotimpregnering eller gasverk. Det sker även ett diffust läckage från produkter innehållande PAHer, som bildäck och produkter av återvunna bildäck t.ex. konstgräsmattor (KemI 2015e). Den största spridningen av PAHer i vår miljö är från oavsiktligt bildade biprodukter vid ofullständig förbränning av organiskt material. Ofullständig förbränning förekommer såväl vid industriella högtemperaturprocesser (t.ex. stål- och smältverk) som vid småskalig vedeldning och förbränning av fossila bränslen.

Den största andelen av PAHer som sprids i vår miljö kommer från småskalig vedeldning, både globalt och nationellt. (Naturvårdsverket 2007a)

PAHernas plana molekylstruktur som gör att de lätt kan skada organismers DNA, och orsaka mutationer på grund av de kan ta sig in i cellerna. De kan även påskynda tillväxten av tumörer. PAHer är fettlösliga, vilket gör att de ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Fisk och andra ryggradsdjur kan till viss del metabolisera PAHer, men de är ändå biomagnifierande och ökar i koncentration i organismer högre upp i näringsväven. PAHer är mycket giftiga för vattenlevande organismer, och särskilt för ryggradslösa djur eftersom de inte kan metabolisera dem. PAHer kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön. (KemI 2015e, Naturvårdsverket 2007a)

Parabener

Parabener har samma molekylära grundstruktur som det naturliga konserveringsmedlet bensoesyra som finns bl.a. i lingon och hjortron (Läkemedelsverket 2014). De vanligaste parabenerna är metyl-, etyl-, propyl- och butylparaben (Fig. 15). Beroende på komplexiteten av molekylen har de olika kemiska och fysikaliska egenskaper, t.ex. blir de mer fettlösliga ju längre kolkedjan är (Remberger m.fl. 2006).



Figur 15. Propylparaben.

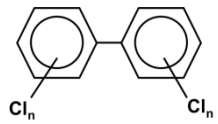
Parabener används som konserveringsmedel i hygiensiska produkter, kosmetik, läkemedel och livsmedel (Läkemedelsverket 2015).

Parabener sprids i miljön främst via avloppsreningsverk, men även diffust via atmosfären (Remberger m.fl. 2006).

Parabener ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Parabener är hormonstörande och giftiga för vattenlevande organismer och har negativa långtidseffekter i vattenmiljön. (Remberger m.fl. 2006)

PCBer

Polyklorerade bifenyler (PCBer) består av en bifenyl (två sammanbundna aromatiska kolringar) med varierande antal kloratomer på olika positioner i molekylen (Fig. 16). Det finns 209 olika kongener av PCB. Beroende på kloreringsgraden och kloratomernas position är de olika svårnedbrytbara och giftiga i miljön. PCBer brukar ofta delas in i två grupper; dioxinlika och icke-dioxinlika. Tolv PCBer får en plan molekylstruktur utifrån klorens placering i bifenylen och de liknar därmed dioxiner, och kallas dioxinlika PCBer. Dessa kongener är giftigare på grund av de kan lättare ta sig in i celler och orsaka skada på den genetiska informationen (DNA). De dioxinlika PCBerna har, precis som dioxiner, toxicitetsekvivalenter baserade på hur giftiga de är i jämförelse med dioxinkongenen 2,3,7,8-TCDD. För de PCBer som inte är



Figur 16. Polyklorerade bifenyler (PCB).

dioxinlika analyseras oftast sju kongener (PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 och -180; ”PCB-7”), p.g.a. att de är de mest förekommande PCBerna i miljöprover.

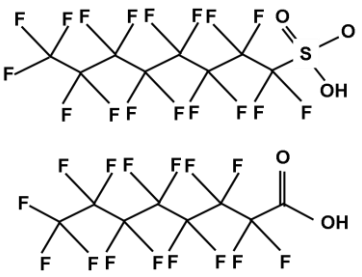
PCBer har producerats i stora volymer och använts främst som isolatormedium i transformatorer och kondensatorer, men också som hydraulolja, flamskyddsmedel, stabilisatorer och mjukgörare i t.ex. fogmassa, färg och självkopierande papper. Precis som andra klorerade organiska miljögifter bildas PCBer oavsiktligt vid ofullständig förbränning, högtemperaturprocesser och framställning av klorprodukter. PCBer är inskrivna i Stockholmskonventionen för långlivade organiska föroreningar (POPs). (Stockholm Convention 2016, Naturvårdsverket 2007a, Bernes 1998)

PCBer läcker från produkter som innehåller PCB under produktens livscykel. Eftersom de har använts i stora volymer och är så pass svårnedbrytbara återfinns de fortfarande i vår miljö i höga halter (Bernes 1998). Spridningen av oavsiktligt bildade PCBer sker till stor del via atmosfären, och återfinns därför överallt i vår miljö (Naturvårdsverket 2007a).

PCBer ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är även biomagnifierande, vilket innebär att de ökar i koncentration högre upp i näringsväven. PCBer är reproduktionsstörande, kan orsaka cancer och är hormonstärande. De är mycket giftiga för vattenlevande organismer och har negativa långtidseffekter i vattenmiljön. Halterna av icke-dioxinlika PCBer är mycket högre i miljön än halterna av dioxinlika PCBer. (KemI 2015f)

Perfluorerade ämnen

Perfluorerade ämne är en stor grupp organiska ämnen där väteatomerna är utbytta mot fluor (Fig. 17). Ena änden av molekylen har en sulfonat-, karboxylsyre- eller alkoholgrupp. Perfluorerade ämnen är värmestabila och har ytaktiva egenskaper, vilket gör produkterna vatten-, smuts- och fettavvisande. (Naturvårsverket 2016, KemI 2006)



Figur 17. Perfluoroktansulfonat (PFOS, överst) och perfluoroktansyra (PFOA, nederst)

De har använts som impregneringsmedel (t.ex. för textilier och papper), rengöringsmedel, och flamskyddsmedel (t.ex. i brand-släckningsskum). På senare år har de använts mest vid förkromning av metall och annan metallbearbetning, inom halvledarindustrin och som hydrauloljor inom flygindustrin. (Naturvårdsverket 2016, KemI 2006b)

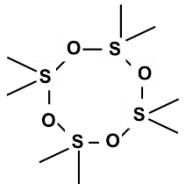
Perfluorerade ämnen sprids till vattenmiljön från förorenad mark vid brandövningsplatser, avloppsreningsverk, deponier och processindustrin. Lokalt kan det även finnas påverkan från betydande användning av fluorinnehållande skidvalla. De påträffas överallt i miljön, och skrevs in i Stockholms-

konventionen för långlivade organiska föroreningar 2009. (Naturvårdsverket 2016, Stockholm Convention 2015, KemI 2006b)

Perfluorerade ämnen är mycket motsståndskraftiga för kemisk, fysikalisk och biologisk nedbrytning, men de kan till viss del brytas ner till andra PFAS som i sig är svårnedbrytbara. Den extrema persistensen beror på fluoratomernas starka dragningskraft av elektroner, vilket ger PFAS deras ytaktiva egenskaper. Eftersom PFAS inte kan brytas ner ansamlas ämnena i miljön, och de ansamlas i biota när de når vattenmiljön. De ansamlas inte i lika hög grad i sediment som andra svårnedbrytbara organiska miljögifter. Detta beror på att deras fettavvisande egenskaper. De binder istället till proteiner och bioackumuleras i hög grad i organismer i proteinrik vävnad som lever och blod. De är giftiga för vattenlevande organismer och ger negativa långtidseffekter i vattenmiljön. (Naturvårdsverket 2016, KemI 2006b, Kemi 2015i)

Siloxaner

Siloxaner, även kallade polydimetylsiloxan, innehåller kiselsyreskelett med två metylgrupper på kiselatomen. Det finns en stor variation av dessa ämnen. Siloxaner med två till sex kiselatomer kan vara raka eller cykliska molekyler (Fig. 18).



Figur 18. Oktametyltetrasiloxan (D4).

Siloxaner används i många olika produkter på grund av deras många olika och unika egenskaper, exempelvis är siloxaner termiskt stabila, motstår väta, ozon, gamma- och UV-strålning, har låg ytspänning och hög ytaktivitet (KemI 2011).

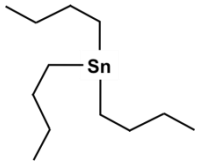
Siloxaner har ett stort användningsområde, bl.a. som mjukgörare i kosmetiska produkter, hygienartiklar, färger och lacker, isoleringsmaterial inom elektronik, vattenavvisande medel, rengöringskomponenter, bränsletillsatser, antifrostmedel, m.m. (Kaj m.fl. 2005).

Spridningen av siloxaner i vår miljö sker både från punktkällor vid processindustrier och via avloppsreningsverk, men även diffust från läckage av siloxaner från produkter under deras livscykel och användning av siloxanprodukter. Användningen av siloxaner är mycket stor, nationellt och internationellt, och de sprids effektivt via atmosfären (Kaj m.fl. 2005). Detta gör att siloxaner återfinns överallt i vår miljö.

Siloxaner är fettlösliga och svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är även bioackumulerande till hög grad, vilket innebär att de ökar i koncentration högre upp i näringsväven. Siloxaner kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön. Vissa siloxaner (bl.a. D4, Fig. 16) är reproduktionstoxiska och potentiellt cancerframkallande (Kaj m.fl. 2005).

Tennorganiska föreningar

Det finns fyra grupper av tennorganiska föreningar med olika antal organiska grupper bundna till tennmolekylen; mono-, di-, tri- och tetraorganotennföreningar. Den organiska molekylen kan vara en kolkedja eller en aromatisk ring. Den förening som fått mest uppmärksamhet de senaste decennierna är tributyltenn (TBT, Fig. 19), som en verksam substans i båtbottenfärger.



Figur 19. Tributyltenn (TBT)

Andra användningsområden för TBT är träskyddsmedel och konserveringsmedel. Användning av båtbottenfärg med TBT är förbjuden för småbåtar De andra tennorganiska föreningarna används som stabilisatorer i plast (mono- och di-) och råvara till andra tennorganiska föreningar (tetra-). (KemI 2015g)

Tennorganiska föreningar sprids i vår miljö både från punktkällor (t.ex. småbåthamnar, processindustrier och via avloppsreningsverk), men också diffust från förorenad mark. Tennorganiska föreningar användes tidigare som impregneringsmedel för virke vid exempelvis sågverk. Produkter innehållande tennorganiska föreningar sprider dessa föroreningar diffust till miljön. (Naturvårdsverket 2010b, Naturvårdsverket 2009e)

TBT är framtagen som ett bekämpningsmedel och är därför giftig för vattenlevande organismer. Tennorganiska föroreningar är svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är hormonstörande och kan bl.a. leda till maskulinisering av honsnäckor. De är mycket giftiga för vattenlevande organismer och har negativa långtidsverkande effekter i vattenmiljön. (KemI 2015g, Naturvårdsverket 2009e, Bernes 1998)

Övriga ämnen

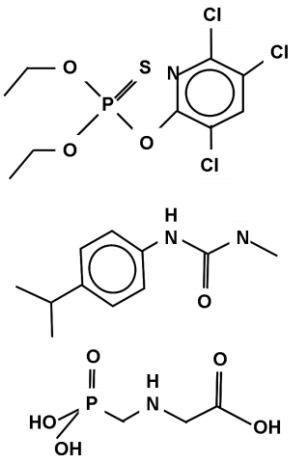
Utöver ovan beskrivna ämnesgrupper finns det ett stort antal ämnen som inte har delats in i ämnesgrupper baserade på deras kemiska egenskaper. Dessa ämnen är moderna bekämpningsmedel, komplexbildare och läkemedel. För dessa tre ämnesgrupper finns en stor kemisk variation, men deras användningsområden är mycket lika och de har därför delats in i användningsområdesgrupper i denna rapport.

Bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel används för att skydda människors hälsa och egendom. De delas ofta in i två undergrupper; växtskyddsmedel och biocider.

Växtskyddsmedel används inom jord-, skogs- och trädgårdsbruk för att skydda växter och växtprodukter. Biocider används mot skadedjur, i form av konserveringsmedel, desinfektionsmedel, träskyddsmedel och båtbottenfärger. Växtskyddsmedel (Fig. 20) delas in i undergrupper beroende på vilka organismer de ska skydda växterna från; herbicider (mot ogräs), insekticider (mot skadeinsekter) eller fungicider (mot svampar). Bekämpningsmedel är

framställda för att utrota skadeorganismer, vilket gör att de också kan vara potenta mot växter och djur som inte är målorganismer. Trots att bekämpningsmedel är tillverkade för att skydda vår hälsa och egendom har de paradoxalt nog stor negativ inverkan både på vår hälsa, genom att exempelvis vara hormonstörande, och våra egendomar, exempelvis de negativa effekterna de har på ekosystemtjänster som t.ex. bipollinering.



Figur 20. Klorpyrifos (insekticid, överst), isoproturon (herbicid, mitten) och glyfosat (herbicid, nederst)

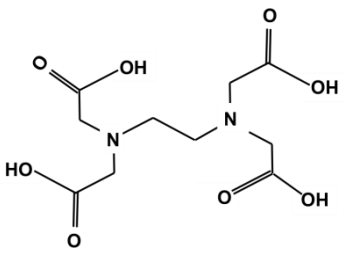
Växtskyddsmedel sprids lokalt, och beroende på spridningsmetod (t.ex. flygplan, traktor eller handbesprutning) samt väderförhållanden i samband med besprutning sprids växtskyddsmedlen i olika grad till närliggande vattenmiljöer. Häftiga regn i samband med besprutningen kan leda till höga korttidsexponeringar för vattenlevande organismer i vattenmiljöer i odlingslandskapet. Växtskyddsmedel sprids även i miljön via oaktsam hantering och spill. Biocider sprids diffust från användning av preparaten, men även från punktkällor som processindustrin och via avloppsreningsverk.

Moderna växtskyddsmedel är inte lika svårnedbrytbara i miljön som de tidigare medlen, utan kan brytas ner i växten, marken eller vattnet. Däremot är de ofta mer effektiva än äldre växtskyddsmedel. När de når vattenmiljöer kan de moderna växtskyddsmedlen leda till stora negativa effekter innan de bryts ner eftersom vattenlevande organismer ofta är känsliga mot många bekämpningsmedel även vid mycket låga koncentrationer. Det finns en stor variation inom denna grupp av ämnen vad gäller fettlöslighet, och därmed beter de sig olika i vattenmiljön. Många växtskyddsmedel kan ha långsiktiga negativa effekter på vattenmiljön (CKB 2010).

Precis som för växtskyddsmedel variera de kemiska och fysikaliska egenskaperna för biocider, vilket påverkar deras förmåga att brytas ner i miljön (Remberger m.fl. 2006). Därför varierar även biocidernas effekter i vattenmiljön.

Komplexbildare

Komplexbildare är en grupp föreningar som används för att komplexbinda metalljoner. De vanligast förekommande komplexbildarna i Sverige är EDTA (Fig. 21), NTA och DPTA, och de används även i stora kvantiteter internationellt. Dessa komplexbildare består av flera karboxylsyror som sitter samman genom en eller flera kväveatomer. De negativa syremolekylerna komplexbinder positivt laddade metalljoner.



Figur 21. Etylendiamintetraättiksyra (EDTA).

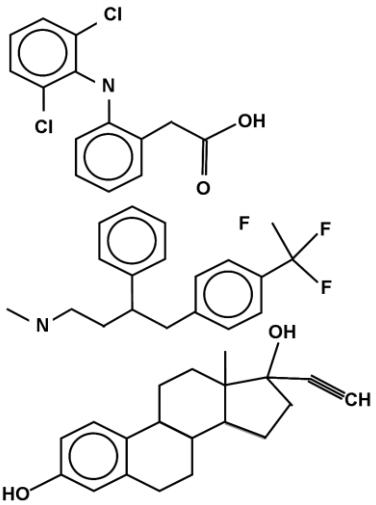
Komplexbildare används främst i pappersmassaindustrin vid peroxidblekning, och i tvätt- och rengöringsmedel. De används även inom fotoindustrin och i kosmetiska produkter. Komplexbildare tillsätts i konstgödsel för att förhindra att metalljoner binds för hårt till fosfor och gör det otillgängligt för växterna. (KemI 1993, Engström 2011)

Komplexbildare sprids främst via punktkällor från de processindustrier där komplexbildare används, t.ex. pappersindustrier, men ämnena sprids också via avloppsreningsverken (Engström 2011).

Komplexbildare har olika kemiska och fysikaliska egenskaper, och har därför olika effekter i miljön när de når denna. De kan ha hälsoskadliga effekter genom att de binder essentiella metaller och gör dem otillgängliga för kroppen. De har även påvisats att vissa komplexbildare kan ha cancerogen effekt. Komplexbildare är vattenlösliga och ansamlas därför inte i sediment eller biota när de når vattenmiljön. EDTA är fortplantningsstörande för vattenlevande organismer och kan därmed ha negativa långtidseffekter på vattenmiljön. (KemI 1993, Engström 2011)

Läkemedel

Läkemedel består av en stor grupp olika ämnen och med vitt skilda önskade effekter. De är framställda för att verka i människor, men även i djur för de veterinärmedicinska läkemedlen. Kunskapen om deras oavsiktliga effekter i miljön är generellt liten.



Figur 22. Diklofenak (antiinflammatoriskt, överst), fluoxetin (aktiv substans i Prozac, mitten) och etinylestradiol (östrogenliknande preparat, nederst).

Användningen av läkemedel är mycket stor, och precis som de negativa effekterna av antibiotika med antibiotikaresistens, finns det negativa effekter av andra läkemedel och läkemedelsrester i miljön. Detta gör spridningen av läkemedel i miljön till ett allvarligt miljöproblem.

Läkemedel och läkemedelsrester sprids främst från punktkällor i form av avloppsreningsverk, men även djurgårdar och fiskodlingar kan vara mindre punktkällor. Enskilda avlopp har under senare tid lyfts upp i debatten eftersom de bidrar till en diffus spridning av läkemedel. Läkemedelsrester detekteras både i vatten och i sediment i recipienter till avloppsreningsverk. (Sternbeck m.fl. 2008)

Eftersom denna grupp av ämnen är mycket varierande vad gäller deras kemiska och fysikaliska egenskaper (Fig. 22) är även effekterna vitt skilda. De hormonella läkemedlen kan vara fortplantningsstörande och kan leda till negativa långtidseffekter i vattenmiljön. Läkemedel är mycket biotillgängliga eftersom de är utformade för att effektivt kunna tas upp i kroppen.

Miljögiftsprovtagningen

Mellan 2004 och 2014 har Länsstyrelsen Dalarna genomfört en omfattande miljögiftsprovtagning i länets ytvatten.

Provtagningsprogram

Provtagning för analys av miljögifter har skett inom den regionala miljöövervakningen, men också genom så kallade regionala förtätningar av den nationella miljögiftsövervakningen. Naturvårdsverket genomför årligen så kallade screeningar av miljögifter. Vid dessa screeningar mäter man olika miljögifter på utvalda platser, utifrån en bestämd frågeställning. Screeningen av miljögifter startades i liten skala i slutet av 1990-talet men har skett årligen sedan 2000 (Naturvårdsverket 2014). Länsstyrelserna har möjlighet att genomföra regionala förtätningar av provtagningarna för de miljögifter som omfattas av screeningen. Lässtyrelsen Dalarnas län har genomfört regionala förtätningar sedan 2004. Utöver den regionala miljöövervakningen och deltagande i screeningen har två större miljögiftsprojekt genomförts i länet. Det första projektet genomfördes mellan 2009 och 2011 i sjöar och vattendrag som tillhör Dalälvens avrinningsområde. I detta projekt försökte länsstyrelsen bakspåra och lokalisera punktkällor till miljögifter som tidigare uppmätts i Dalälvens huvudfåra. Det andra projektet genomfördes 2011 i sjöar och vattendrag som tillhör Kolbäcksåns avrinningsområde. Data från alla ytvattenprovtagningar för analys av miljögifter mellan 2004 och 2014 ingår i denna rapport.

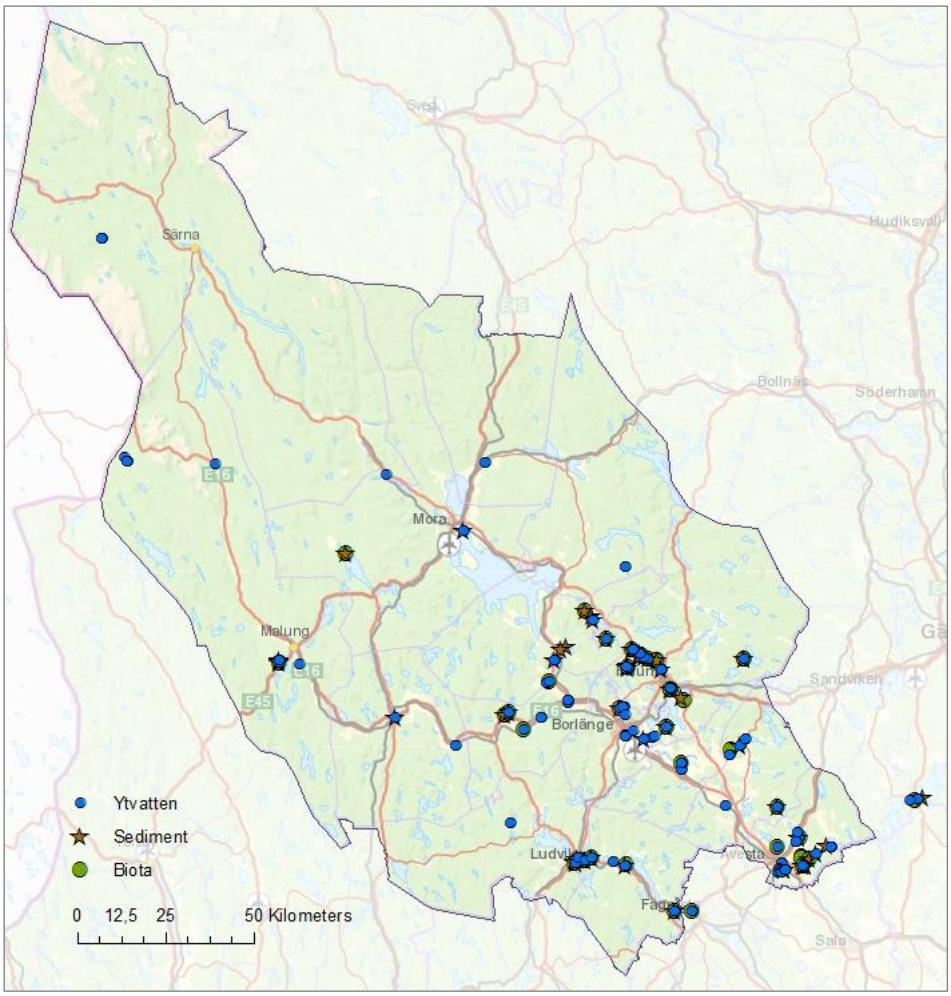
I drygt 60 sjöar och vattendrag har det tagits över 330 unika prov, varav lite mer än hälften är ytvattenprover. Provtagningarna har varit särskilt fokuserade kring större pågående miljöfarliga verksamheter, förorenade områden som utgör stor risk för miljön, och vid större tätorter. Provtagningen har utifrån påverkansbilden varit mest omfattande i de södra delarna av länet (Fig. 23). Det finns även provtagningslokaler som inte har någon lokal påverkanskälla, där halterna som uppmäts i prover ska motsvara bakgrundshalterna från den diffusa spridningen av miljögifter till miljön, exempelvis den atmosfäriska depositionen. Dessa typer av ytvatten kallas referenssjöar eller referens-vattendrag.

Provtagningsmatriser

Prover har tagits i olika matriser i sötvatten där ytvatten, ytsediment och biota har provtagits. Majoriteten av proverna är tagna på hösten, och om inget annat anges så representerar resultaten höstprover.

Vatten

Vattenprover har tagits dels genom stickprovtagning, men också genom så kallad passiv provtagning (se nedan). Stickprover av ytvatten togs samtliga år (2004-2014), och passiva provtagare användes i vissa lokaler 2005, 2006, 2008, 2009, 2011 och 2012.

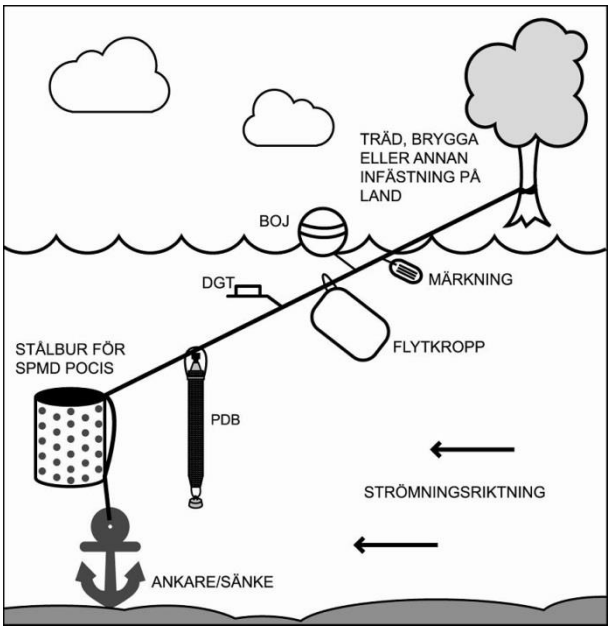


Figur 23. Provpunkter för miljögiftsprovtagning av ytvatten i Dalarnas län 2004-2014. Vid varje provtagningspunkt kan det ha tagits flera prover i olika matriser (blå punkt: vattenprov, brun stjärna: sedimentprov och grön punkt: fiskprov). Samma punkt kan ha provtagits vid mer än ett tillfälle. På kartan syns även två provpunkter som liggen utanför länet (Fagersta och Gysinge).

Vid stickprov får man även med organiskt material från vattenfasen, till vilket vissa föroreningar kan ha bundit till. För att kunna mäta halten av endast de föroreningar som är lösta i vattenfasen kan man filtrera proverna innan analys genom filter (porstorlek 0,45 µm), som tar bort partikulärt organiskt material. Både ofiltrerade och filtrerade prover har tagits.

Passiv provtagning

Många organiska miljögifter är fettlösliga. De är hydrofoba, skyr vatten, och binder till partikulärt och löst organiskt material i vattenfasen. Därför finns organiska miljögifter sällan i höga halter i vattenfasen. Stickprovtagning av vatten är således inte den bästa metoden för analys av halter vattenfasen. Halterna av dessa ämnen är därför ofta låga och under detektionsgränsen för



Figur: Länsstyrelsen Västra Götalands län

Figur 24. Schematiserad bild av passiva provtagare som använts vid mätningar av föroreningar i ytvatten. Provanordningen förankras i botten av sjön eller vattendraget och hålls flytande med en boj. Ibland hålls anordningen fast i en fast punkt på land om vattnet är strömt. Längs med linan fäster man olika provtagare för de olika ämnena man vill mäta i vattenfasen; fettlösliga organiska ämnen (SPMD), vattenlösliga organiska ämnen (POCIS), flyktiga organiska ämnen (PBD), och metaller (DGT).

analys av ämnena i vattenprover. För att kunna mäta halterna av lösta föroreningar i vattenfasen kan passiva provtagare användas vid provtagning. I passiva provtagare ansamlas föroreningarna i ett medium under tiden provtagaren ligger i vattnet. Vid provtagning med passiva provtagare tas tidsintegrerade prover, vilket innebär en större chans att uppmätta utsläpp av föroreningar i en recipient som inte sker kontinuerligt. Uppmätta halter i passiva provtagare motsvarar därmed belastningen bättre än vad halterna med stickprov gör. Det finns olika passiva provtagare (t.ex. SPMD, POCIS, PDB och DGT; Fig. 24), som har egenskaper som gör dem lämpade för att provta föreningar med olika kemiska och fysikaliska egenskaper.

Passiva provtagare mäter de halter som är biotillgängliga för vattenlevande organismer, vilket är den koncentration av ämnen som de exponeras för från vattenfasen och som kan tas upp i organismen. Förenklat efterliknar upptaget i passiva provtagare upptaget i fisk över gälarna eller motsvarande organ hos vattenlevande organismer.

Halterna som uppmäts med passiv provtagningsteknik är inte exakta eftersom de uppskattas från en standardiserad kvot mellan halten som har uppmätts i vattenfasen och i mediet i provtagaren. Den beräknade vattenkoncentrationen anpassas sedan till uppmätt vattenflöde och temperatur som ska mätas när provtagaren läggs i och tas upp från provtagningslokalen. Temperatur och flöde varierar naturligtvis under provtagningstiden, men med omräkningen från den uppmätta mängden i provtagaren erhålls en

uppskattning av den biotillgängliga halten av olika föroreningar för vattenlevande organismer i recipienten. (Länsstyrelsen Västra Götalands län 2012)

De halter som uppmäts med passiva provtagare motsvarar de lösta och biotillgängliga halterna av organiska miljögifter i vattenfasen. Gränsvärden och klassgränser inom vattenförvaltningen för organiska miljögifter är för totala halter av dessa ämnen i vattnet, d.v.s. även de ämnen som är bundna till organiskt material (HaV 2015). Halterna av organiska miljögifter i vattenfasen uppmätta med passiva provtagare blir därför mycket lägre än de totala halterna. Vid statusklassning kan halter uppmätta med passiva provtagare användas vid expertbedömning, men om halterna överstiger gränsvärden eller klassgränser ska de såklart användas vid statusklassningen.

Samtliga resultat från passiva provtagare som sammanfattas i denna rapport har legat i vatten 21 dygn. Tiden i vattnet påverkar utfallet av de uppmätta halterna. Dels påverkar tiden jämvikten mellan provtagaren och omgivande vatten den uppmätta koncentrationen, men även eventuell påväxt av alger och mikroorganismer som bildar en påväxtfilm på provtagaren (s.k. akvatisk biofilm) påverkar jämvikten. Biofilmen kan hämma en effektiv diffusion av ämnen över provtagarens membran, och därmed den ansamlade mängden.

Sediment

Stickprov av ytsediment har tagits 2004-2014 med Ekmanhuggare (Fig. 25), och ibland med rörprovtagare. I sedimenten ansamlas de föroreningar som binder till partiklar i vattenfasen och som sedimenterar till botten, i sjöarnas ackumulationsbottnar. De översta lagren av sedimenten återspeglar den senaste föroreningsbilden, d.v.s. vilka föroreningar som nyligen släpps ut i vattenmiljön, alternativt transporterats till sjön från vattendrag och sjöar uppströms i avrinningsområdet.



Figur 25. Ekmanhuggare.

Ytsediment ger dock inte en enhetlig bild av föroreningssituationen i alla ytvatten. Vilka föroreningar som lagras, och hur mycket som lagras på ackumulationsbottnar beror på många olika faktorer, t.ex. omröring av bottenlevande organismer, vattenströmmar, primärproduktion, m.m. Årstidsvariationer har också stor inverkan på sedimentationen i en sjö.

Sediment transporteras med vatten i vattensystemen och för att analysera spridningen av föroreningar med suspenderat sediment kan sedimentfällor användas. De sätts ut i en sjö eller ett vattendrag på ett bestämt djup över botten eller under ytan. Sedimentfällan lämnas, precis som de passiva provtagarna, ute i provlokalen under en längre tid och sedan samlas det sedimenterade materialet in och analyseras. Materialet som ansamlas i sedimentfälla är suspenderat material som transporteras med ytvattnet och som kommer att sedimentera när vattnet blir mer stillastående. Det kan vara nytt

suspenderat material som transporterats till ytvatten t.ex. via ytavrinning från hårdgjorda ytor, men det kan också vara sediment som rörts upp från botten till vattenmassan (s.k. resuspension). De miljögifter som påträffas i sedimentfällor kan därmed vara föroreningar som nyligen spridits till vattnet via t.ex. ytavrinning eller så är det förorenade sediment som har rörts om och transporteras vidare nedströms. Sedimentfällor användes vid provtagningen 2011 i tre vattendrag och de var utplacerade under lika lång tid som passiva provtagare (21 dygn).

Toxicitetstester av sediment
Sedimentprover togs 2011 och 2012 för en biologisk analysmetod s.k. bioassay. Den bioassay som har utförts är *in vitro*-toxicitetstester. Det är toxicitetstester där man tar in sediment till ett laboratorium och mäter den toxiska effekten genom att mäta en respons i exempelvis modifierade celler. Utifrån en känd effekt av ett ämne eller en ämnesgrupp kan man uppskatta den toxiska verkan, d.v.s. hur giftigt ämnet eller ämnesgruppen är. Vi har uppskattat den toxiska effekten av dioxinlika föreningar och PAHer i sediment från några sjöar (DR CALUX s. 53 och PAH CALUX s. 82).

Biota

Den biota som ingår i denna rapport är uteslutande nätfiskad abborre. Tio abborrar inom längdintervallet 16-19 cm har utgjort ett samlingsprov. Provfiske har utförts 2004, 2005, 2009, 2011, 2012 och 2014. Beroende på de ämnen som studerats har olika vävnader analyserats, t.ex. muskel eller lever, beroende på ämnenas fettlöslighet och var de troligast ansamlas. För samtliga ämnesgrupper som presenteras i denna rapport har ämnena analyserats i fiskmuskel förutom för perfluorerade ämnen (PFAS). Denna ämnesgrupp har i stället analyserats i lever på grund av att PFAS binder starkt till protein och påträffas därför i högst halter i levern, som är en proteinrik vävnad.

Även om tungmetaller inte ingår i denna rapport kan det nämnas att tungmetaller brukar analyseras i lever, förutom kvicksilver som analyseras i muskel på grund av att gränsvärdet för humankonsumtion är för muskel.

Förekomsten av miljögifter i Dalarnas ytvatten

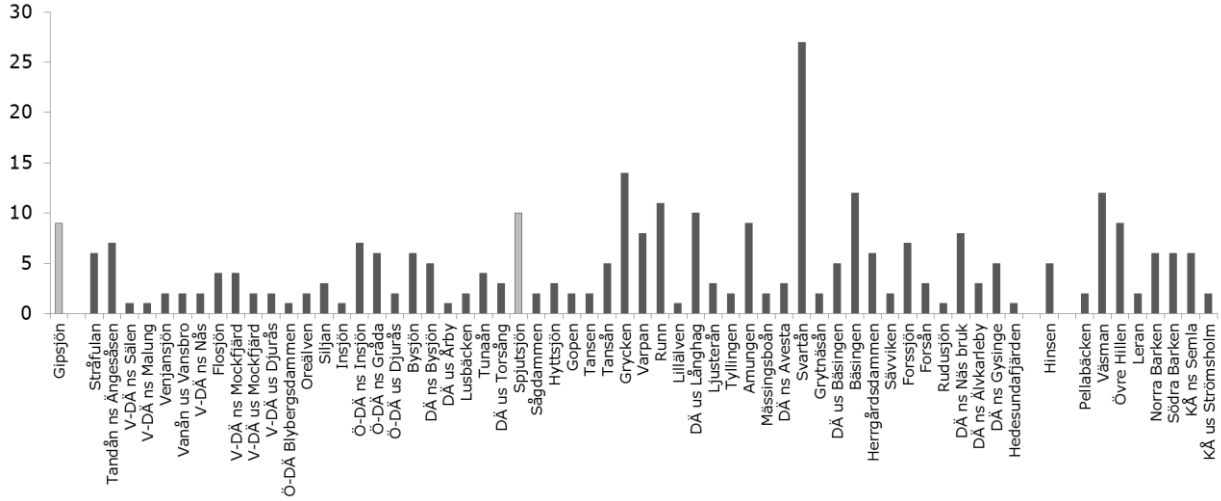
Under de tio år som miljögiftsprovtagning av ytvatten i Dalarna pågått har över 300 prover tagits i drygt 60 sjöar eller vattendrag (Fig. 26) och ca 400 olika ämnen har påträffats.

Kompletterande material med information om alla prover som har tagits i respektive kommun finns tillgängliga på Länsstyrelsen Dalarnas webbplats (www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer).

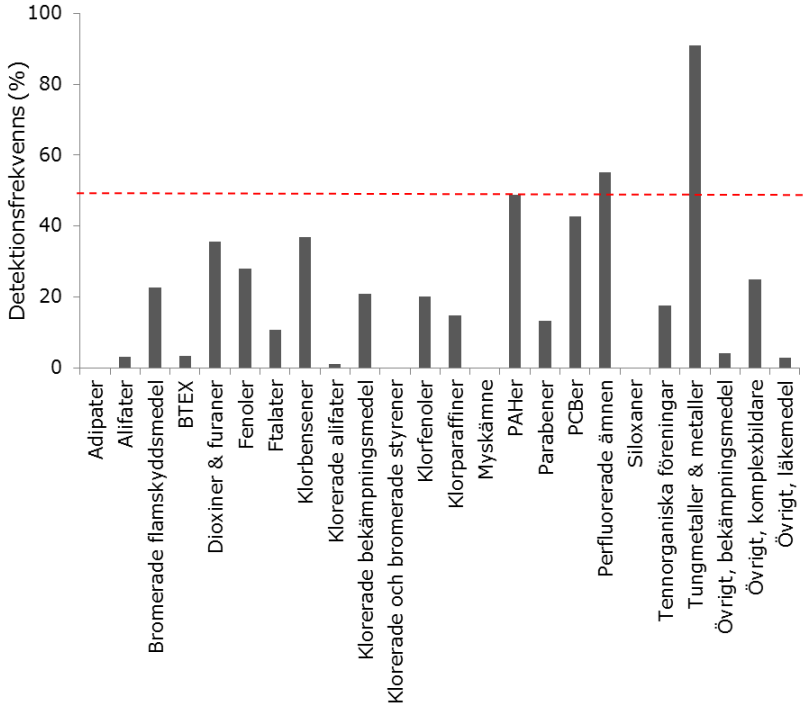
Svartån (Avesta) är det ytvatten som provtagits flest gånger, men även Grycken (Falun), Runn (Falun), Bäsingen (Avesta) och Väsman (Ludvika) har provtagits många gånger under de tio år som provtagningen pågått (Fig. 26). Sjöarna Gipsjön (Malung-Sälen) och Spjutsjön (Falun) har inga kända lokala påverkanskällor och har därför använts som referenssjöar för att kunna uppskatta bakgrundshalten av ämnen som sprids diffust till vår miljö, t.ex. via atmosfärisk deposition. Vissa lokaler har provtagits i större omfattning än andra. Detta beror oftast på påverkansbilden, alltså vilka typer av påverkanskällor som ligger vid sjön eller vattendraget.

Vilka organiska miljögifter påträffas oftast i vattenmiljön?

Hur ofta ämnen påträffats när de analyseras kan ge en bild av vilka ämnen som utgör den största belastningen i länets sjöar och vattendrag (Fig. 27). I figur 27 redovisas detta som detektionsfrekvens i procent, alltså hur ofta ett ämne detekterats. För samtliga prover, i samtliga matriser (vatten, sediment och fisk), påträffas tungmetaller och metaller och perfluorerade ämnen i mer än hälften av de prover som de analyserats i, d.v.s. de har en detektionsfrekvens över 50 %. För PAHer är detektionsfrekvensen 49 %. (Fig. 27)



Figur 26. Antal prover tagna i respektive lokal. De ljusgrå staplarna är de lokaler som har använts som referenssjöar, d.v.s. sjöar utan känd lokal påverkanskälla. Sjöarna och vattendragen ligger längs med x-axeln i grupper som de förekommer uppströms ifrån i respektive avrinningsområde; Klarälven, Dalälven, Gavleån och Kolbäcksån. Ö-DÄ: Österdalälven, V-DÄ: Västerdalälven och KÅ: Kolbäcksån, us: uppströms, ns: nedströms.



Figur 27. Detektionsfrekvens (%) för de olika ämnesgrupperna i samtliga ytvatten-prover tagna mellan 2004 och 2014. Den streckade röda linjen visar detektions-frekvensen 50 %, d.v.s. om ett ämne påträffas i hälften av de prover som det har analyserats i.

Tungmetaller och *PAHer* påträffas ofta, och dessa två ämnesgrupper kan kopplas till Dalarnas långa industrihistoria av gruv- och stålindustrier (tungmetaller) och träindustrier med olika typer av impregneringsverksamheter (PAHer). PAHer sprids också till miljön via ofullständig förbränning av organiskt material t.ex. fossila bränslen och från olika typer av industriella processer. *Perfluorerade ämnen* (PFAS) är ytaktiva ämnen som ger produkter vatten-, smuts- och fettavstötande egenskaper. Dessa ämnen används inom många olika områden i samhället och sprids därför till vår miljö från många olika källor. En av de största källorna har varit användning av brandsläckningsskum innehållande PFOS. Spridningen av perfluorerade ämnen har pågått under lång tid vilket återspeglas i att de påträffas i mer än vart annat prov.

PCBer påträffas nästan i vartannat prov som de analyserats i (Fig. 27). Även PCBer kan kopplas till länets industrier, som t.ex. produktion av transformatorer eller annan elektronisk utrustning eller ställverk. *Dioxiner och furaner* har påträffats i mer än vart tredje prov som de analyserats i. De kan kopplas till pappersmassaproduktion men även till högtemperaturprocesser vid t.ex. stålindustrier.

I många av proverna påträffas ämnen som sedan länge varit förbjudna i Sverige (t.ex. vissa *klorbensener*, *klorerade bekämpningsmedel* och *klorfenoler*). Att de fortfarande påträffas i mellan vart tredje och vart femte prov som de analyseras i beror dels på att de är mycket svårnedbrytbara och

därmed stannar kvar i miljön under mycket lång tid, och dels på att de sprids via atmosfären från andra länder där de fortfarande används.

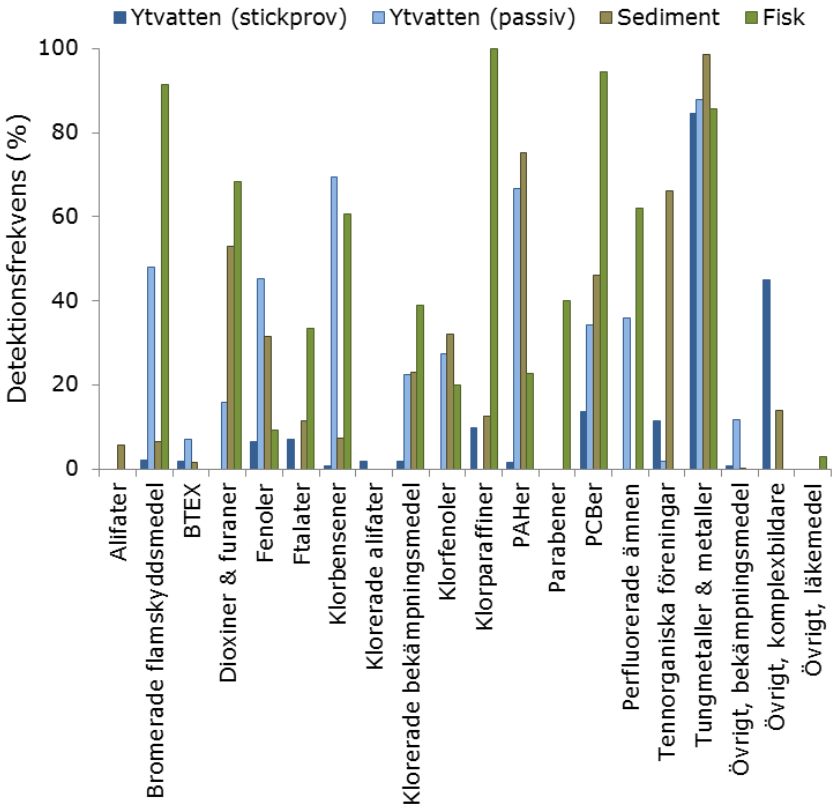
De uppmätta halterna jämförs med de gränsvärden och klassgränser som finns för kemisk och ekologisk status inom Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG, fortsättningsvis kallat vattendirektivet). Vattendirektivets gränsvärden och klassgränser finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2015:4 (HaV 2015). För de ämnesgrupper eller ämnen som inte ingår i vattendirektivet eller inte har gränsvärden eller klassgränser för sediment jämförs de uppmätta halterna med kanadensiska gränsvärden (CCME, http://ceqg-rcqe.ccme.ca) eller norska gränsvärden (KFD 2012) om sådana finns. Gränsvärden visualiseras i resultatfigurerna om de uppmätta halterna ligger i nivå med respektive gränsvärde.

Av de analyserade ämnesgrupperna påträffas *dioxiner och furaner*, *PAHer* och *PCBer* i högre halter i sediment, och bromerade flamskyddsmedel i högre halter i fisk i jämförelse med respektive gränsvärde. *Bromerade flamskyddsmedel (PBDE)* har ett mycket lågt gränsvärde och sprids diffust i miljön och denna ämnesgrupp utgör därför ett nationellt problem genom att samtliga vattenförekomster i Sverige överskrider gränsvärdet. För ämnesgruppen PAHer har sedimenthalter för en eller flera av de PAHer som analyserats varit högre än olika gränsvärden i nästan alla provtagna sjöar och vattendrag. PAHer utgör inte som PBDE ett nationellt miljöproblem på grund av mycket låga gränsvärden, men PAHer sprids från många olika typer av källor och återfinns därför ofta i vattenmiljön. Dioxiner, furaner och PCBer har högre halter än respektive gränsvärde i ett fåtal sjöar och vattendrag och där finns det ofta en lokal påverkanskälla. För några enskilda ämnen redovisas halterna utöver de uppmätta halterna för hela ämnesgruppen, och för *PFOS*, *TBT*, *DDT* och *endosulfan* är sedimenthalterna högre än respektive gränsvärde i ett antal sjöar eller vattendrag.

Gränsvärden är framtagna för att skydda vattenmiljön, och resultaten från undersökningarna mellan 2004 och 2014 visar att det finns en risk för negativa effekter i vattenmiljön för vissa sjöar och vattendrag i länet. För en mer detaljerad redovisning av förhöjda halter av miljögifter i länets vattenförekomster, se underlagsdokumenten som presenteras på www.dalarnasvatten.se.

I vilken matris påträffas de organiska miljögifterna?

Eftersom olika ämnen har olika kemikaliska och fysiska egenskaper ansamlas de olika effektivt i de olika matriserna. Är ett ämne vattenlösligt påträffas det främst i vattenprover, medan om det är fettlösligt påträffas det främst i sedimentprover. Om ett ämne påträffas i fisk i höga halter beror det inte bara på halterna i sjön eller vattendraget den lever i, utan även på ämnets biotillgänglighet och hur pass effektivt fisken kan bryta ner ämnet. Biotillgängligheten påverkar hur ämnen tas upp passivt, från omgivande vatten över gälarna, eller aktiv, från fiskens föda om ämnet ansamlats i födan. Vissa föroreningar kan fiskar bryta ner och då uppmäts de oftast i låga



Figur 28. Detektionsfrekvens (%) för de olika ämnesgrupperna i respektive matris där minst ett ämne har påträffats i minst en matris. Vattenprover tagna med stickprov (mörkblå staplar), passiva provtagare (ljusblåblå staplar), ytsedimentprover (bruna staplar) och fisk (nätfiskad abborre, gröna staplar).

halter eller inte alls. Däremot kan de metaboliter som de har omvandlats till uppmätas i fisken om man istället analyserar dem.

Det finns olika faktorer som påverkar detektionsfrekvensen som presenteras i figur 27. Alla tre matriser (vatten, sediment och fisk) är sammanslagna i figur 27, vilket påverkar den beräknade detektionsfrekvensen. Beroende på ämnenas olika kemiska och fysikaliska egenskaper bör de analyseras i den matris som de troligast ansamlas i. I figur 28 presenteras detektionsfrekvenserna för respektive matris, och där kan man se att för vissa ämnesgrupper har valet av matris väldigt stor inverkan på resultatet medan det för andra ämnes-grupper inte är lika viktigt. Exempelvis, dioxiner och furaner uppmäts sällan i vattenprover, eftersom de är väldigt fettlösliga. Under den provtagning som har skett har dioxiner aldrig påträffats i stickprover av vatten, däremot påträffas de i sju av tio fiskprover (Fig. 28). Tungmetaller och metaller ansamlas i samtliga matriser och man kan se i figur 28 att det inte är någon större skillnad mellan matrisernas detektionsfrekvens.

Många av de ämnesgrupper som har analyserats påträffas ofta i fiskproverna, d.v.s. de har hög detektionsfrekvens i fisk. Detta beror till stor del på att många organiska miljögifter är mer eller mindre fettlösliga och de

ansamlas då i fisk, där upptaget sker via föda. Det finns ett undantag för de mer fettlösliga ämnesgrupperna och det är PAHer. Många PAHer är fettlösliga och borde därför ansamlas i fisk, men fisken kan bryta ner PAHer vilket gör att det inte uppmäts i så höga halter eller påträffas särskilt ofta, som kan ses i figur 28. Läkemedel är en annan ämnesgrupp som sällan påträffas i fisk. Det kan bero på att det dels är nedbrytningsprodukter av läkemedel som når ytvattnet efter att den passerat patienten och avloppsreningsverket, och att de även kan ha brutits ner i fisken. Även om PAHer och läkemedel, eller andra miljögifter som kan brytas ner, inte uppmäts i fiskmuskelprover behöver det inte betyda att fisken inte påverkas av ämnet i fråga. Dessa ämnen kan påverka fiskens reproduktionsförmåga, födosöksbeteende eller andra vitala funktioner.

Sediment är generellt en bättre matris att provta fettlösliga ämnesgrupper i, men rapporteringsgränserna hos analyslaboratorierna kan ha stor påverkan på resultatet och därmed detektionsfrekvensen. Ett exempel på detta är bromerade flamskyddsmedel, som ansamlas i sediment och oftast i halter som är mätbara. Bromerade flamskyddsmedel analyserades i sedimentprover 2009 och 2011 där två olika analyslaboratorier anlitades. Det analysföretag som anlitades 2011 hade betydligt högre rapporteringsgränser. Halterna som uppmättes 2009 var lägre än rapporteringsgränserna 2011 vilket ledde till att resultaten från 2011 inte kunde jämföras med 2009 års resultat. De senare resultaten kunde inte heller användas till kartläggning av eventuella påverkanskällor.

Vissa ämnesgrupper har analyserats många gånger medan andra har analyserats endast ett fåtal gånger (Tab. 1). Detta beror dels på den förväntade belastningen i en recipient, men också på antalet ämnen, kongener eller isomerer som analyserats inom en ämnesgrupp vid varje tillfälle. Exempelvis analyseras ett stor antal PCB-kongener varje gång PCBer analyseras, och detta gör att antalet analyser för denna ämnesgrupp blir högt. Antalet gånger en ämnesgrupp har analyserats bör tas i beaktning när man betraktar resultaten. Exempelvis är detektionsfrekvensen för klorparaffiner i fisk 100 %, men de har bara analyserats tre gånger i abborre (Fig. 28, Tab. 1). Däremot är resultaten för tungmetaller tillförlitliga eftersom de har analyserats många gånger i samtliga matriser (Tab. 1).

Slutligen, ytterligare en faktor som kan påverka detektionsfrekvensen är om sjön eller vattendraget är en recipient d.v.s. mottagare av utsläpp från någon typ av påverkanskälla. Eftersom provtagningen mellan 2004 och 2014 både utförts i recipienter och referensytvatten påverkar detta om en ämnesgrupp hittas eller inte, och det har inverkan på utfallet i figur 27. Som tidigare nämnts kan ändå figur 27 användas för att se en generell problembild av miljögiftssituationen i Dalarnas sjöar och vattendrag.

Tabell 1. Antal analyser av ett ämne inom samtliga ämnesgrupper i respektive matris (ytvattenprovet tagna med stickprov (s) och passiva provtagare (p), ytsediment och abborre (biota)).

Ämnesgrupp	Antal analyser			
	Ytvatten (s)	Ytvatten (p)	Sediment	Biota
Adipater	0	0	16	0
Alifater	30	0	36	0
Bromerade flamskyddsmedel	500	339	488	150
BTEX	181	112	70	0
Dioxiner & furaner	34	1148	764	441
Fenoler	166	237	247	11
Ftalater	29	0	237	3
Klorbensener	146	294	125	34
Klorerade alifater	209	143	0	0
Klorerade bekämpningsmedel	290	1322	695	132
Klorerade och bromerade styrener	0	0	2	2
Klorfenoler	57	73	56	5
Klorparaffiner	41	0	8	3
Myskämne	16	0	16	16
PAHer	601	824	762	145
Parabener	5	0	5	5
PCBer	289	2314	1305	466
Perfluorerade ämnen	0	107	4	386
Siloxaner	0	0	14	10
Tennorganiska föreningar	329	54	77	24
Tungmetaller & metaller	562	381	410	228
Övrigt, bekämpningsmedel	1175	747	772	9
Övrigt, komplexbildare	20	0	36	0
Övrigt, läkemedel	1	0	0	100

Vilka organiska miljögifter påträffas i Dalarnas ytvatten?

Av de 24 ämnesgrupper som analyserats mellan 2004 och 2014 har ämnen i 20 ämnesgrupper påträffats. Nedan presenteras resultaten för de organiska ämnesgrupperna som analyserats i vatten, sediment eller fisk i Dalarna. Många av de ämnen som har analyserats har påträffats.

Kompletterande material med information om vilka ämnesgrupper som har analyserats i samtliga lokaler finns tillgängligt på Länsstyrelsen Dalarnas webbplats (www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer). I detta material finns även information för kommuner i angränsande län som har provtagningspunkter i Dalälven eller Kolbäcksån. I tabellerna redovisas vilka ämnen som har analyserats och om det har detekterats eller inte.

De uppmätta halterna har jämförts med medianen för ämnesgruppen. Medianhalter har beräknats om det har funnits data från fler än sex lokaler. Medianhalterna kan tyckas vara något ”skeva” eftersom lokalerna i denna rapport oftast representerar recipienter till olika typer av påverkanskällor. Det finns dock två referenslokaler (Gipsjön i Malung-Sälen kommun och Spjutsjön i Falu kommun) och eftersom provtagningslokalerna har olika typer av belastning kan ändå medianen påvisa om en halt är förhöjd för en viss ämnesgrupp i en lokal.

Adipater

Adipater provtogs 2005 i sediment i två lokaler (Venjansjön, Mora och Bäsingen, Avesta), men inga halter uppmättes i halter över rapporteringsgränsen (5,0–10 µg/kg TS).

Alifater

Alifater har påträffats i sediment i Bäsingen och Sågdammen.

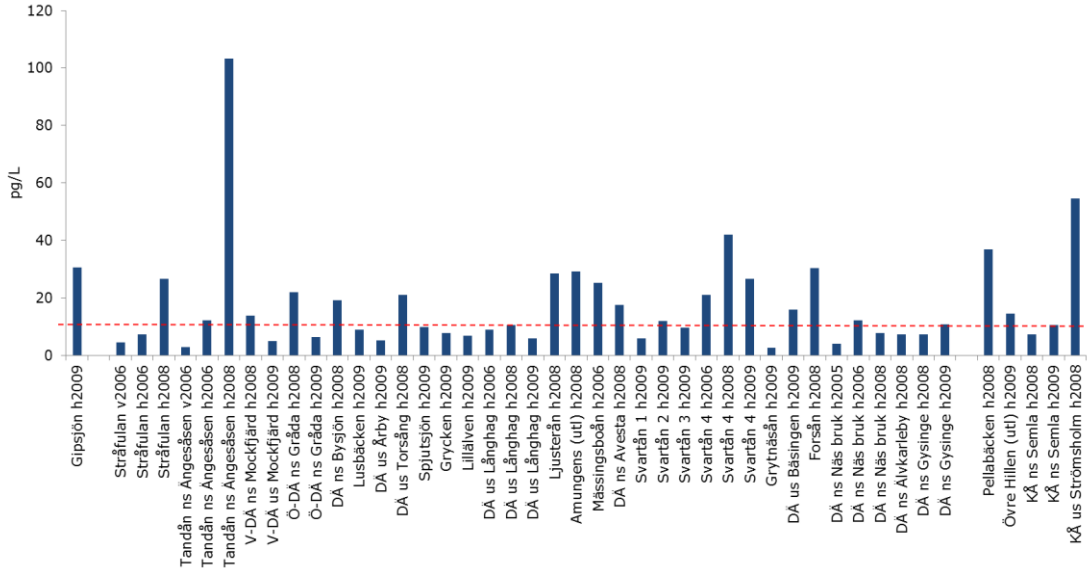
Sediment

Alifater har analyserats i sediment 2005 i sex lokaler, men bara påträffats i Bäsingen (Avesta) och Sågdammen (Leksand), 15 resp. 70 mg/kg (TS). Eftersom det bara finns två värden går det inte att bedöma de uppmätta halterna med varandra, men halterna kan jämföras med riktvärden för förorenad mark och sediment för de uppmätta alifaterna (>C16-C35) som är 100 mg/kg (TS) (Naturvårdsverket 2009f).

Bromerade flamskyddsmedel

De högsta halterna av polybromerade difenyletrar (PBDE) i fisk påträffades i recipienter till större avloppsreningsverk (Runn, Bäsingen och Övre Hillen). Samtliga lokaler har förhöjda halter av PBDE i fisk i jämförelse med vattendirektivets gränsvärde. Fiskprov från Övre Hillen har även den högsta uppmätta halten av hexabromcyklododekan (HBCDD), men halten är långt under vattendirektivets gränsvärde.

Bromerade flamskyddsmedel har analyserats i 47 lokaler i samtliga matriser. Vissa lokaler har provtagits mer än en gång. Resultaten för polybromerade flamskyddsmedel (PBDE) är för de fem kongenerna PBDE-28, -47, -99, -100,



Figur 29. PBDE-halter i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, v: vår, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, KÅ: Kolbäcksån, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp.

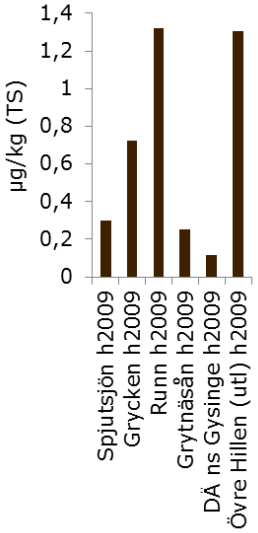
-153 och -154. Utöver PBDE har även hexabromcyklododekan (HBCDD) analyserats i proverna.

Vatten

PBDE har provtagits i vatten med passiva provtagare i 26 sjöar eller vattendrag, och i vissa lokaler vid flera tillfällen. Halterna är generellt högre 2008 för samtliga ytvatten (Fig. 29), vilket kan tyda på skillnader mellan analysmetoderna. Den höga halten i Tandån 2008 beror troligen på analysfel eftersom Tandån saknar lokal påverkanskälla (Fig. 29). De högsta halterna, inom respektive provtagningsår, uppmäts oftast i Svartån (Avesta) (Fig. 29). Svartån har en påverkansbild med många olika typer av miljöfarliga verksamheter. PBDE är fettlösliga och därför svårt att mäta i vattenfasen. Trots att passiva provtagare har använts, som är en bättre provtagningsmetod för fettlösliga ämnen, är resultaten svåra att förklara utifrån den kända påverkansbilden.

Sediment

PBDE har provtagits i sediment 2009, 2011 och 2012 i 22 lokaler. Analyslaboratoriet som anlitades 2011 och 2012 hade betydligt högre rapporteringsgränser för sediment än vad laboratoriet som anlitades 2009 hade. Halterna som uppmättes 2009 går därför inte att jämföra med de två senare årens provtagning, men i proverna från 2009 uppmättes högst halter i Runn (Falun) och Övre Hillen (Ludvika/Smedje-



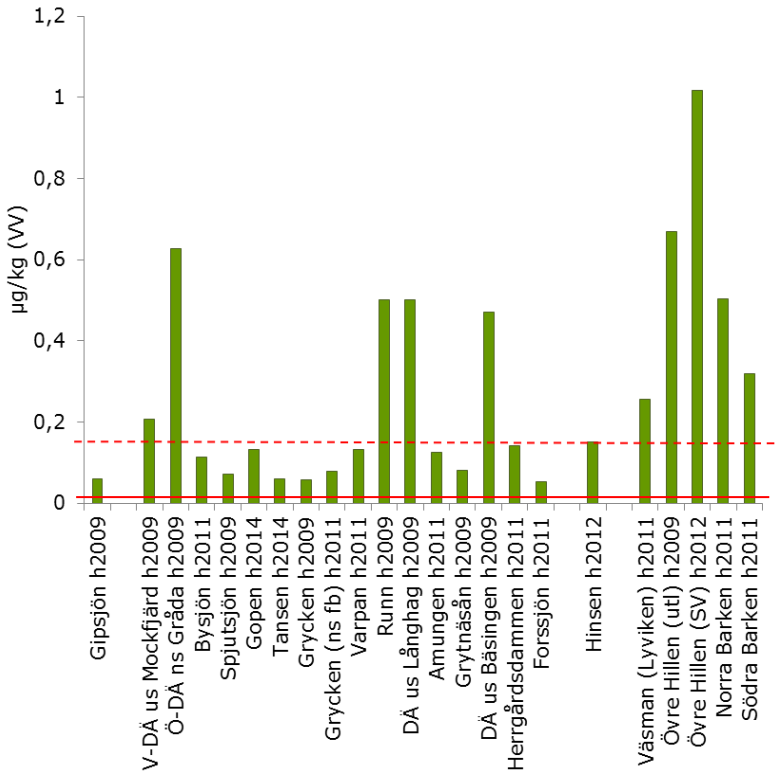
Figur 30. Halter av PBDE i sediment (µg/kg torrsubstans, TS), h: höst, DÄ: Dalälven, utl: utlopp.

backen) (Fig. 30). Båda dessa sjöar nedströms ligger större avloppsreningsverk.

Hexabromcyklododekan (HBCDD) har analyserats i sediment från 19 lokaler, men har inte påträffats i halter över rapporteringsgränserna (10-50 µg/kg TS).

Fisk

PBDE i fisk har analyserats i fiskar från 21 sjöar och vattendrag 2009, 2011, 2012 och 2014. Bland de lokaler som har de högsta PBDE-halter i fisk finns recipienter till större avloppsreningsverk (Fig. 31), exempelvis Runn (Falun), Dalälven uppströms Bäsingen (Avesta) och Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken). Andra lokaler som har höga PBDE-halter är Österdalälven nedströms Gråda (Leksand/Gagnef), Dalälven uppströms Långhag (Säter) och Norra Barken (Smedjebacken). Norra Barken ligger nedströms ett reningsverk och en större metallindustri, vilka är de troliga påverkanskällorna. Fiskproverna från Gråda och Långhag kan inte förklaras lika enkelt. I närheten av båda platserna där näten lades finns det större ställverk. Från dessa elkraftsutrustningar kan möjligen bromerade flamskyddsmedel ha

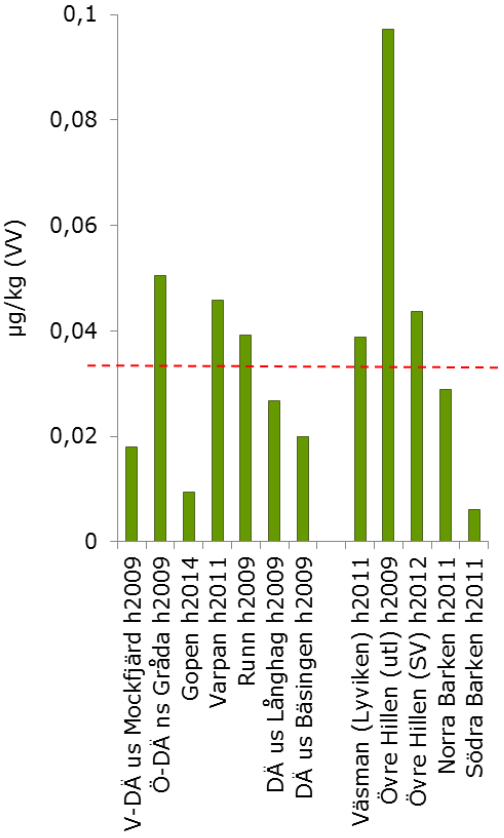


Figur 31. PBDE-halter i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt, VV). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den röda heldragna linjen visar gränsvärdet för PBDE i biota (HaV 2015), h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst.

spridits till älven och ansamlats i strandkanten. Sjöarna och vattendragen med PDBE-halter i fisk lägre än medianhalten (Fig. 31) har inga kända närliggande påverkanskällor till bromerade flam-skyddsmedel (Fig. 31), utan påverkanskällan för dessa lokaler är troligen atmosfärisk deposition och annan diffus spridning.

PBDE är prioriterade ämnen inom vattendirektivet och summan av ovan nämnda kongener har ett gränsvärde för fisk på 0,0085 µg/kg (VV). Detta gränsvärde är mycket lägre än de uppmätta halterna, och gränsvärdet är lägre än alla uppmätta halter nationell sett. Detta gör att PBDE är ett nationellt miljöproblem, och har därför ett generellt undantag i hela landet. Vattenförvaltningens gränsvärden är till för att skydda vattenmiljön, och enligt detta gränsvärde är samtliga sjöar och vattendrag i Dalarna, och hela landet, negativt påverkande av PBDE.

Hexabromcyklododekan (HBCDD) i fisk har analyserats i fiskprover från 24 sjöar och vattendrag 2009, 2011, 2012 och 2014. HBCDD har påträffats i tolv lokaler (Fig. 32). Den högsta HBCDD-halten uppmättes i prov från 2009 taget i Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken), men halterna från samma sjö taget i dess utlopp 2012 ligger i nivå med medianhalten vilket flera andra provtagningslokaler också gör (Fig. 32). HBCDD är prioriterat ämnen inom vattendirektivet och har ett gränsvärde för fisk på 167 µg/kg (VV). Detta gränsvärde är betydligt högre än det uppmätta halterna (Fig. 32).



Figur 32. HBCDD-halter i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt, VV). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp, SV: sydväst.

BTEX

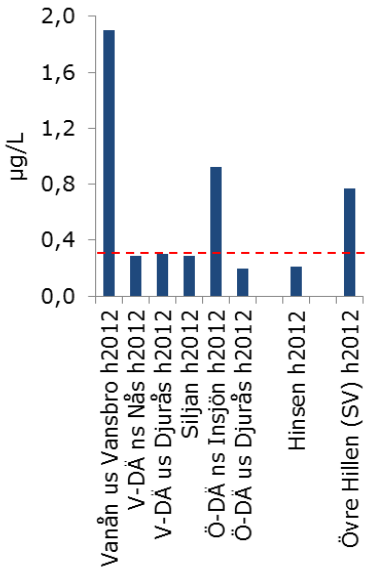
BTEX påträffades bara i Oreälven vid Kallholen vid sickprovtagning av vatten, och vid passiv provtagning påträffades högts halter i Vanån vid Vansbro.

Vatten

BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylen) har analyserats i prover från 63 lokaler från 2005 till 2012. Stickprover av vatten har tagits i 43 lokaler, men det har bara uppmätts i en lokal 2011, Oreälven nedströms Kallholen (Orsa) med halter på 1,1, 0,22 och 1,3 µg/L av toluen, etylbensen resp. xylen. Gränsvärdet för bensen inom vattendirektivet är 10 µg/L. Strax uppströms provpunkten i

Oreälven ligger två förorenande områden; ett gammalt kalkverk och en industrideponi, som möjligen kan förklara de uppmätta halterna av dessa flyktiga ämnen.

Passiva provtagare har använts i 24 lokaler, varav toluen har påträffats i åtta lokaler (Fig. 33). Av dessa är halterna i Vanån uppströms Vansbro (Vansbro), Österdalälven nedströms Insjön (Leksand) och Övre Hillen (Ludvika/ Smedjebacken) betydligt högre än i de andra fem lokalerna. Eftersom dataunderlaget är litet går det inte att dra några slutsatser, men det kan noteras att vid de lokaler som har höga halter finns det nedlagda deponier i anslutning till ytvattnet som möjligen skulle kunna förklara varför toluen påträffas i vattnet. Toluenhalten i Vanån tangerar det kanadensiska gränsvärdet för toluen (2,0 µg/L, CCME 1999a).



Figur 33. Toluenhalter i ytvatten (µg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, V-DÄ: Västerdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, SV: sydväst.

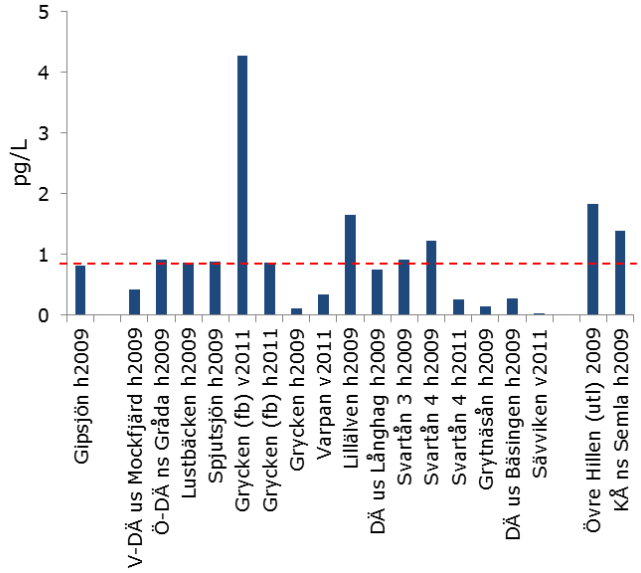
Sediment
BTEX har analyserats i totalt 13 sedimentprover tagna 2005 och 2009, men inga prover hade mätbara halter av dessa ämnen.

Dioxiner & furaner

De högsta halterna av dioxiner och furaner för samtliga matriser påträffades i Grycken. Även en effektstudie och omräknade mått på giftigheten av sediment och fisk visade på högst halter i Grycken. Andra lokaler som har förhöjda halter av dioxiner och furaner i sediment och fisk är sjöar längs med Faluåns avrinningsområde (Gopen, Varpan och Runn), men även Forssjön och Väsman. Sjöarna längs med Faluån påvisar skillnader i sammansättningen av dioxiner och furaner i sedimentproverna som troligen beror på två kända påverkanskällor, en tidigare verksam textilfabrik och tidigare pappersmassaproduktion.

Dioxiner och furaner har analyserats i prover från 50 lokaler och i vissa lokaler har prover tagits i samtliga matriser och vid flera tillfällen.

Vatten
Ytvatten har provtagits med passiva provtagare i 35 lokaler 2009, 2011 och 2012. Dioxiner och furaner har påträffats i 15 lokaler, varav vissa lokaler har flera provtagningspunkter eller provtagningstillfällen (Fig. 34). Dioxiner och furaner är mycket fettlösliga och därför kan det vara svårt att mätas i vattenfasen även om passiva provtagare används.



Figur 34. Dioxin- och furanhalter i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp.

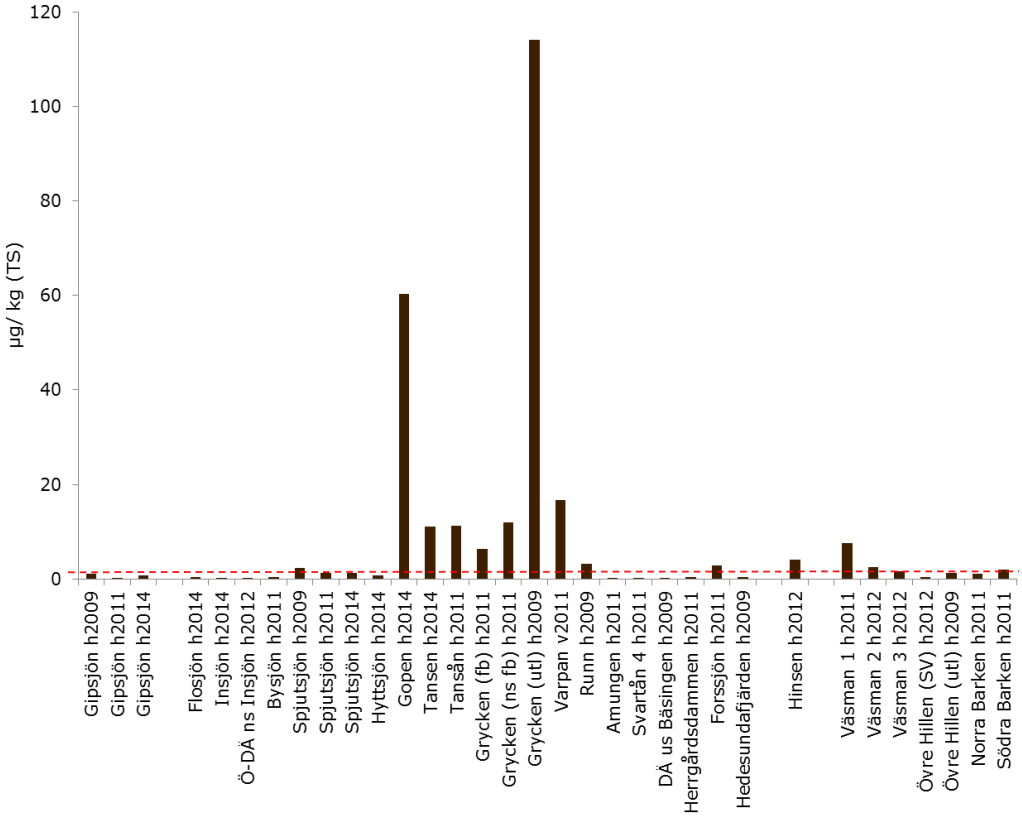
Resultaten bör därför inte studeras i detalj, men man kan se att många lokaler ligger runt medianvärdet och att några lokaler sticker ut med något högre halter (Fig. 34). Lokaler med förhöjda halter har troligen en lokal påverkanskälla. I Gryckens nordvästra del finns en fiberbank som härstammar från ett papperbruket med tidigare pappersmassaproduktion. Pentaklorfenolpreparat användes vid slembekämpning av pappersmassan och massan klorgasblektes. Båda dessaprocesser har lett till att dioxin- och furanförorenade fibrer har spridits från pappersbruket till Grycken.

Vårprovet från Grycken 2011 har ca fem gånger högre dioxin- och furanhalter i vattenfasen än höstprovet (Fig. 34). Detta kan bero på att det vid vårprovtagning var mer omröring i vattnet än då höstprovet togs, och att dioxinerna och furanerna spreds mer effektivt från fiberbankarna till omgivande vatten på våren.

Sediment

Dioxiner och furaner har analyserats i sediment i 23 lokaler (Fig. 35). Vissa lokaler har provtagits vid ett flertal tillfällen eller på olika platser i sjön eller vattendraget. För samtliga lokaler finns det en potentiell påverkanskälla, förutom för referenssjöarna Gipsjön (Malung-Sälen) och Spjutsjön (Falun). Påverkanskällorna är exempelvis tidigare pappermassaproduktion, förorenad mark från pentaklorfenoldoppning vid sågverk, eller högtemperaturprocesser vid stålindustrier eller värmeverk.

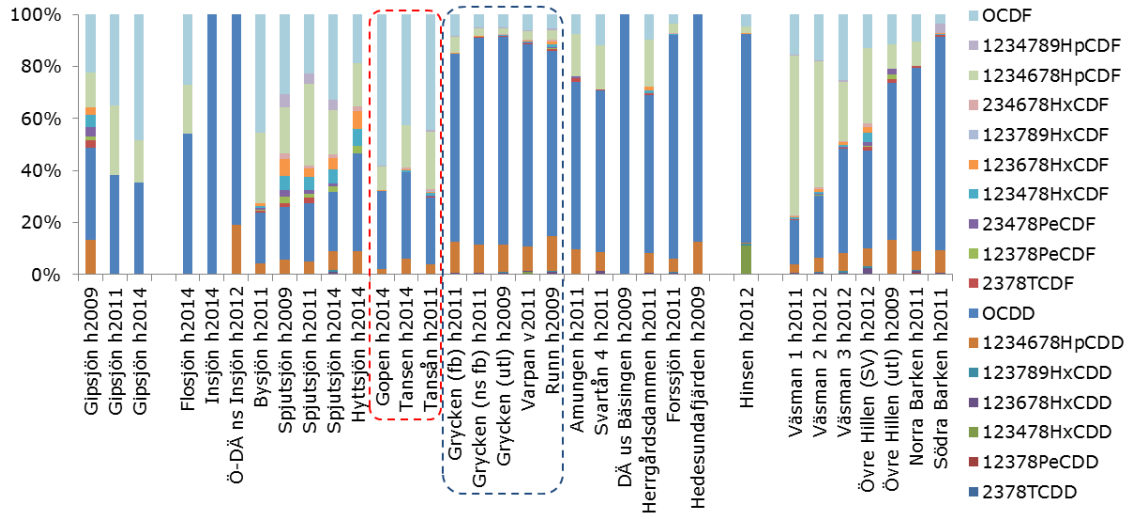
Några provtagningslokaler sticker ut och har betydligt högre halter av dioxiner och furaner än övriga sjöar och vattendrag (Fig. 35). Dessa lokaler ligger i huvudsak i Faluåns avrinningsområde (Gopen vidare nedströms till Runn, Fig. 35) där det finns lokala påverkanskällor som har spridit dioxiner



Figur 35. Halter av dioxiner och furaner i sediment (µg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, Ö-DÄ: Österdalälven, us: uppströms, ns: uppströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng.

och furaner i betydligt större omfattning än i de andra lokalerna. Vid *Gopen* ligger en nedlagd yllefabrik som har klorblekt textilier. Denna process har sannolikt spridit dioxiner och furaner till Gopen och vidare nedströms till *Tansen* och *Tansån*. Vid *Grycken* ligger, som nämnts ovan, ett pappersbruk med tidigare pappersmassaproduktion där olika processteg har spridit dioxiner och furaner till Grycken. Dioxin- och furanhalterna i sjön nedströms Grycken, *Varpan*, är också förhöjda, vilket de även är i *Runn* (Fig. 35). Den kända påverkankällan för dessa sjöar är pappersbruket vid Grycken.

Sedimenthalterna är även förhöjda i Forssjön (Avesta), Hinsen (Falun) och Lyviken i Väsman (Ludvika) (Fig. 35). Vid *Forssjön* ligger ett pappersbruk som tidigare hade massaproduktion, men enligt verksamhetsutövaren ska det inte ha skett någon klorblekning av massan som skulle kunna förklara dioxin- och furanhalterna. Om ingen klorblekningsprocess har använts kan en trolig påverkanskälla vara att pentaklorfenolpreparat använts som anti-skummedel i massaproduktionen eller att det förekommit någon form av impregneringsverksamhet med pentaklorfenol vid sjön. Vid *Hinsen* fanns tidigare ett sågverk med pentaklorfenoldoppning, där hantering vid doppningskaret lett till att pentaklorfenol spridits till ytvattnet och förorenat sedimenten även med dioxiner och furaner. Vid *Lyviken* i Väsman ligger



Figur 36. Procentfördelning av de 17 olika dioxin- (-CDD) och furankongenerna (-CDF) som analyserats i samtliga prov, oavsett uppmätta halter. Siffrorna anger vilken position kloratomerna har i molekylen. Bokstäverna innan CDD/F anger hur många klor det är (T: tetra (4), Pe: penta (5), Hx: hexa (6), Hp: hepta (7), O: okta (8)). De två rutorna i grafen markerar två grupper av provtagningslokalerna i Falu kommun som har förhöjda halter. För förklaring av förkortningarna till respektive lokal se figurtext till figur 35.

ett värmeverk som sannolikt har spridit oavsiktligt bildade dioxiner och furaner till närliggande mark och vatten. Det har även förekommit impregnering med pentaklorfenoldoppning vid en tidigare sågverksamhet på elkrafts/verkstadsindustrins område som kan ha spridit dioxiner till Väsman. Den dioxinförorenade marken är sanerad så det inte ske någon spridning i dagsläget.

Sedimentprovet från Gryckens utlopp 2009 har betydligt högre halter än de två andra sedimentproverna från 2011. Sedimentresultaten från 2009 för de lokaler som provtagits vid flera tillfällen (Gipsjön, Spjutsjön, Övre Hillen; Fig. 35) är högre 2009 än de andra åren vilket tyder skillnader mellan analysmetoderna. De halter som uppmättes 2011 i Grycken överensstämmer väl med en provtagning som en tidigare verksamhetsutövare lät en konsultfirma utföra 2012 (Hanaeus, 2014).

Olika påverkanskällor och processer ger upphov till olika typer av dioxin- och furanföroreningar. För att kunna jämföra prover och eventuellt bakspåra dessa till påverkanskällor kan man titta på ”fingeravtryck” av de ingående kongener (dvs den procentuella sammansättningen av kongener) i varje prov. Ju fler kongener som analyseras desto tydligare ”fingeravtryck” kan urskiljas. ”Fingeravtrycken” från olika prover kan jämföras med varandra eller med avtryck från kända påverkanskällor för att se eventuella likheter/olikheter. I denna rapport har de 17 mest toxiska kongenerna ingått i framtagandet av ”fingeravtrycken” (Fig. 36). Figur 36 redovisar hur stor del av provet som utgörs av de olika 17 analyserade kongenerna, vilka är de kongener som oftast analyseras i kommersiella analyslaboratorier. Denna figur kan upplevas svårtolkad, men om man fokuserar på de lokaler som är inringade kan

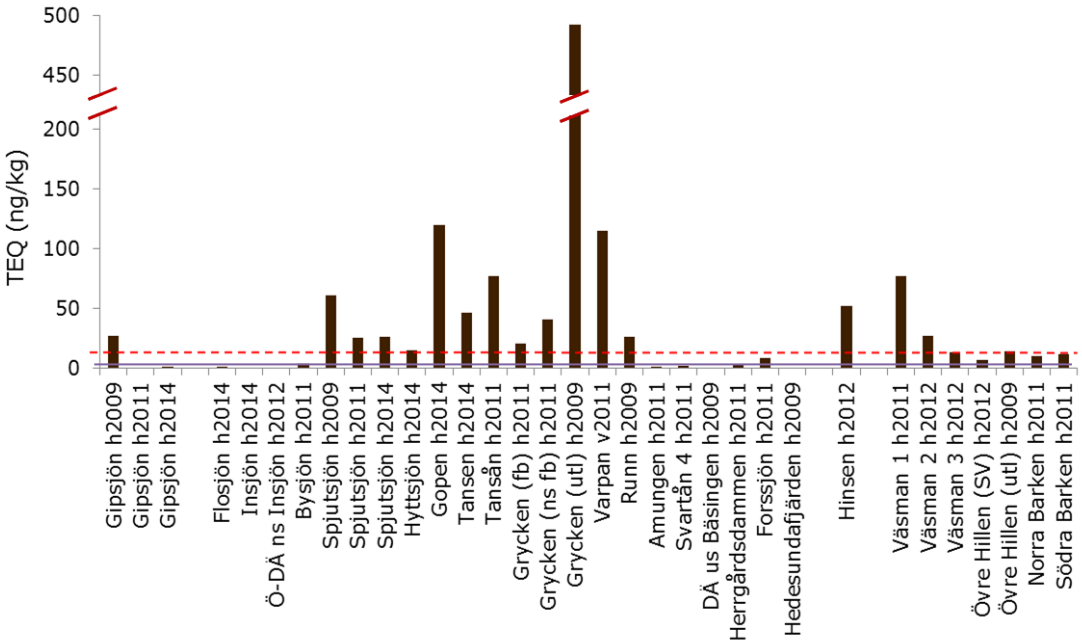
man se att lokalernas mönster skiljer sig åt. Sjöarna i den *rödstreckade* rutan (till vänster) är Gopen, Tansen och Tansån. Sjöarna i den *blåstreckade* rutan (till höger) är Grycken, Varpan och Runn. Det finns en tydlig skillnad i kongenfördelningen mellan de två grupperna (Fig. 36), vilket troligen beror på att de har olika typer av källor. Den kända och troliga påverkanskällan för Gopen, Tansen och Tansån är en nedlagd yllefabrik som klorblekte textilier. Den kända och troliga påverkanskällan för Grycken, Varpan och Runn är den tidigare pappersmassaindustrin som klorblekte massa och slembekämpade massan med pentaklorfenolpreparat. De dioxiner och furaner som spridits till Runn från Faluåns avrinningsområde verkar härstamma i huvudsak från Grycken, om man ser till kongensammansättningen (Fig. 36). Längst till höger på x-axeln i figur 36 är de sjöar som provtagits i Kolbäckåns avrinningsområde, och där kan man se att kongensammansättningen förändras från Lyviken i Väsman vidare ut i Väsman och vidare nedströms i vattensystemet till Södra Barken. Detta tyder på att det längs med Kolbäcksån finns olika typer av påverkanskällor som sprider dioxiner och furaner till närliggande vatten.

Utöver källan beror sammansättningen av dioxiner och furaner som påträffas i sediment även på faktorer som påverkar nedbrytningen av dioxinerna och furanerna i sedimenten, både biotiska (orsakad av levande organismer) och abiotiska faktorer (orsakad av icke-levande faktorer, t.ex. UV-ljus).

Den skadliga effekten av dioxiner och furaner beror på kloratomernas antal och placering i ”kolringsskelettet” (Fig. 4). Ett mått på den skadliga effekten är TEQ (toxisk ekvivalens) som är en summering av toxiska ekvivalensfaktorer som uppskattats för dioxiner och furaner i förhållande till den mest toxiska kongenen, 2,3,7,8-TCDD. De 17 dioxiner och furaner som oftast analyserats har en toxiska ekvivalensfaktorer (TEF; van den Berg m.fl. 2006), och summan av TEF:arna multiplicerat med den uppmätta koncentrationen i ett prov blir TEQ (Σ [TEF × konc.] = TEQ; Fig. 37). För att uppskatta den negativa effekten på bottenlevande djur är TEQ-halten (Fig. 37) ett bättre mått än den uppmätta halten (Fig. 35).

I figur 37 redovisas TEQ-halterna för samtliga sedimentprover. Provet från Grycken hösten 2009 sticker ut kraftigt (notera att y-axeln är kapad), och den är betydligt högre än TEQ-halter från proverna tagna 2011 i Grycken. Det kan man även se för sedimentproverna från referenssjöarna Gipsjön och Spjutsjön mellan proverna tagna 2009 och de som är tagna 2011 och 2014 (Fig. 37). Detta kan sannolikt förklaras av skillnader i analysmetoderna mellan de olika åren, där metoden som användes 2009 uppmätte högre halter av de kongener som har högre toxiskt ekvivalensfaktor (TEF) än 2011 och 2014.

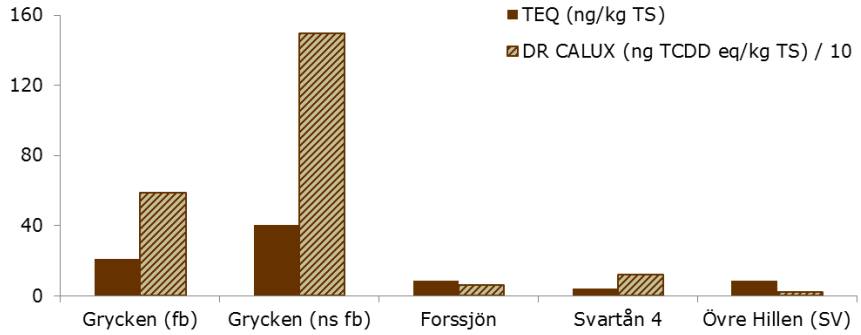
Om man bortser från den extremt höga TEQ-halten som uppmättes 2009 i Grycken har sedimenten i Gopen och Varpan högst toxisk effekt. Alltså, i dessa två sjöar kan dioxinerna och furanerna ha störst negativ påverkan på de bottenlevande djuren (Fig. 37). Det är i stort sätt samma sjöar som har högst sedimenthalter (Fig. 35) som har högst TEQ-halter (Fig. 37). Det finns



Figur 37. Toxicitetsekvivalenter (TEQ) av dioxiner och furaner i sediment (ng TEQ/kg torrsubstans). De 17 dioxiner och furaner som analyserats har toxiska ekvivalensfaktorer (TEF) som beskriver hur giftiga de är i förhållande till den giftigaste kongenen (2,3,7,8-TCDD). Summan av ett sedimentprovs TEF:ar är toxicitetsekvivalenten TEQ. Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den lila heldragna linjen visar kanadensiska gränsvärdet för dioxiner och furaner i sediment (CCME 2001). För förklaring av förkortningarna till respektive lokal se figurtext till figur 35. *Observera* att y-axeln är kapad.

dock skillnader mellan vilka dioxiner och furaner som förekommer, vilket ger skillnader mellan halterna och den toxiska effekten. Exempelvis är halterna i Varpans sediment betydlig lägre än Gopens (Fig. 35), men den skadliga effekten är ungefär lika stor i dessa två prov (Fig. 37) på grund av skillnader i sammansättning av dioxiner och furaner mellan sedimenten.

Kanadensiska gränsvärden för dioxiner och furaner i sediment ligger på TEQ-halter på 0,9 ng/kg (TS) (CCME 2001). TEQ-halter över 0,9 ng/kg (TS) kan ha en negativ påverkan på de bottenlevande djuren. För Dalarnas provtagna sjöar och vattendrag är det bara de lokaler som ligger i Dalälvens huvudfåra som *inte* överstiger detta gränsvärde; Insjön (Leksand), Bäsingen (Avesta) och Hedesundafjärden (Gävle) (Fig. 37). Tre lokaler ligger i nivå med gränsvärdet; Flosjön (Gagnef), Amungen (Hedemora) och Gipsjön (2001 och 2014, Malung). Utöver dessa lokaler överstigs TEQ-halten (0,9 ng/kg) i de flesta sedimentprover, vilket innebär att biologin i många sjöar och vattendrag kan påverkas negativt av förekomsten av dioxiner och furaner. Det är förvånande att samtliga sedimentprov från Spjutsjöns har högre halter än medianen (Fig. 37) när det inte finns någon känd lokal påverkanskälla.



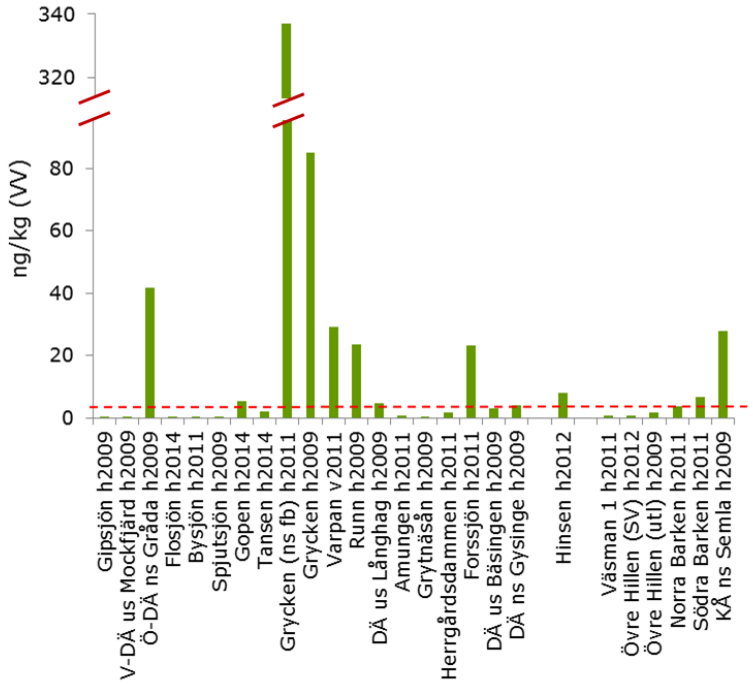
Figur 38. Toxicitetsekvivalenter (TEQ; bruna staplar) av dioxiner och furaner i sediment (ng TEQ/kg torrsubstans) och effektbaserad respons (DR CALUX; randiga staplar) av dioxinlika föreningar (TCDD-ekvivalenter ng/kg torrsubstans, dividerat med 10).

Biologiska analysmetoder kan användas för att komplettera kemiska analyser av ämnen i miljön. Vid biologiska analysmetoder mäter man inte halter av ämnen utan effekter av dem. Ofta räknas effekterna om till en motsvarande halt, ekvivalenter, av det ämne, en ämnesgrupp eller en typ av ämnen som undersöks. En av de biologiska analysmetoder som finns för dioxinlika ämnen, DR CALUX, användes 2011 för sedimentprover i fem lokaler (Fig. 38). Den biologiska responsen på dioxinlika ämnen jämförs med den beräknade toxicitetsekvivalenten (TEQ) för sedimentprover (Fig. 37). I Figur 38 följer den biologiska responsen (DR CALUX) ungefär samma mönster som toxicitetsekvivalensen (TEQ) med högst halter i Grycken (Falun), där den biologiska responsen precis som toxicitetsekvivalensen är högre i sediment nedströms fiberbanken (ns fb) än i fiberbanken (fb). Observera att effektbaserade responsen är dividerad med tio. Däremot är den biologiska responsen högre i Svartån (Avesta) jämfört med Forssjön (Avesta) och Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken) (Fig. 38), trots att den beräknade toxicitetsekvivalensen och den uppmätta halten av dioxiner och furaner är lägst i Svartån för dessa tre lokaler (Fig. 37, resp. Fig. 35). Detta kan bero på att den biologiska responsen i DR CALUX-testen mäter effekten av dioxinlika föreningar, vilket även omfattar bl.a. PAHer. Halterna av PAHer är högre i Svartån än i Forssjön och Övre Hillen (Fig. 62).

Biologiska analysmetoder kan användas som metod för att undersöka om det finns en risk för negativ påverkan på vattenmiljön i sjöar eller vattendrag med förhöjda halter av en eller flera ämnesgrupper. Biologiska analysmetoder kan även användas inför undersökningar med kemiska analyser av t.ex. sediment. För att se om det finns en effekt i vattenmiljön, eller för att ringa in sjöar och vattendrag som är påverkade av en eller flera ämnesgrupper, kan biologiska analysmetoder användas som en typ av sållningsundersökning.

Fisk

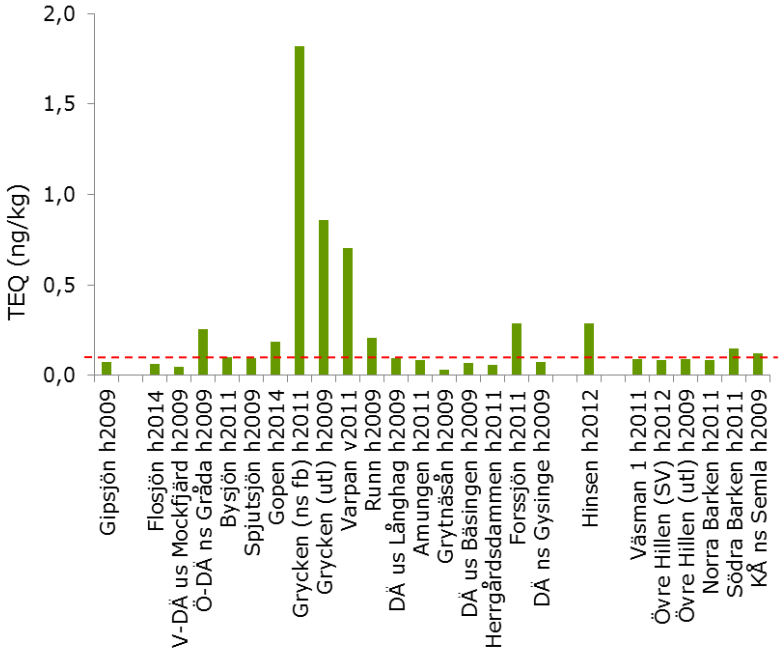
Dioxiner och furaner har provtagits i fisk i 24 lokaler, varav två av dessa lokaler har provtagits två gånger (Grycken och Övre Hillen; Fig. 39). De högsta halterna av dioxiner och furaner har uppmätts i abborre som fiskats



Figur 39. Dioxin- och furanhalter i fisk (nätfiskad abborre, ng/kg våtvikt, VV). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, utl: utlopp SV: sydväst. *Observera* att y-axeln är kapad.

vid fiberbanken i Grycken (Falun), och den halten är betydligt högre än de andra förhöjda halterna i fisk (Fig. 39). Till skillnad från sedimenthalterna (Fig. 35) är halterna i fisk av dioxiner och furaner betydligt högre i fisk som fångats i närheten av fiberbankarna än vid sjöns utlopp. Detta kan tyda på att dioxinerna vid fiberbankarna lättare kan tas upp i organismer, det vill säga de är mer biotillgängliga för fisken i närheten av fiberbankarna än vid sjöns utlopp. Sedimenthalterna i Gopen (Falun) var kraftigt förhöjda (Fig. 35), men upptaget i fisk verkar inte vara lika högt som för fisken i Grycken eller i de nedströms liggande sjöarna Varpan och Runn. Dioxinsammansättningen i sediment i Gopen (och även Tansen) skiljer sig från Grycken, Varpan och Runn (Fig. 36). Eftersom det bara finns enstaka prov från dessa sjöar går det inte att dra några slutsatser kring skillnaden mellan halterna i sediment och upptaget i fisk, men sannolikt beror skillnaden på dioxin- och furansammansättningen och hur hårt bundet dessa föroreningar är i sedimenten. Kongenerna tas olika lätt upp i organismer, det vill säga de är olika biotillgängliga.

Andra lokaler som har förhöjda halter av dioxiner och furaner i fisk är Österdalälven nedströms Gråda (Leksand/Gagnef), Forssjön (Avesta), Hinsen (Falun) och Kolbäcksån nedströms Semla (Fagersta) (Fig.39). Resultaten för *Gråda* är förvånande eftersom det inte finns någon känd lokal påverkanskälla som kan förklara de förhöjda dioxin- och furanhalterna i fisk. Även bromerade flamskyddsmedel i fisk var förhöjda i detta fiskprov. Däremot finns det kända påverkanskällor vid Forssjön och Hinsen. Som tidigare har



Figur 40. Toxicitetsekvivalenter (TEQ) av dioxiner och furaner i fisk (ng TEQ/kg våtvikt). Den röda streckade linjen visar medianhalten. För beskrivning av TEQ, respektive förklaring av förkortningarna till lokalerna se figurtext till figur 37, respektive 39.

nämnts skedde ingen klorblekning av pappermassan i pappersbruket vid *Forssjön*, men eftersom halterna av dioxiner och furaner är förhöjda (precis som sedimenthalterna) i denna sjö måste någon tidigare process bidragit till ett utsläpp av dioxiner och furaner. Vid *Hinsen* låg tidigare ett sågverk med pentaklorfenoldoppning av virke. Hanteringen av petaklorfenolpreparaten har lett till spridning av dioxiner och furaner till Hinsen, vilket återspeglas i de förhöjda halterna av dessa föroreningar i fisk. Vid *Semla* ligger ett nedlagt järnbruk och en pågående verksamhet som återvinner restprodukter från stålindustrin. Det är troligt att högtemperaturprocesser vid smältningen av skrot sprider dioxiner och furaner till Kolbäcksån och att dessa föroreningar tas upp i de vattenlevande organismerna. Det kan även ske en spridning av dioxiner och furaner från förorenad mark från det tidigare järnbruket.

Den skadliga effekten av dioxiner och furaner i abborren i Dalarnas sjöar och vattendrag på predatorer (t.ex. större abborrar, gädda, rovfågel, utter och även människa) beror på sammansättningen av kongenerna. Precis som för sediment räknar man ut toxicitetsekvivalenser (TEQ) för fisk (Fig. 40) utifrån kongenernas uppskattade giftighet (se ovan s. 52). Liksom för sediment skiljer sig mönstret mellan uppmätta halter i fisk (Fig. 39) och de beräknade TEQ-halterna (Fig. 40). Detta beror på att olika sammansättningar av dioxin- och furankongener är olika giftiga.

De kanadensiska gränsvärdena för dioxiner och furaner i fisk är satta för att skydda predatorer som är däggdjur och fåglar (0,71 ng resp. 4,8 ng TEQ/kg våtvikt) (CCME 2001a). Fiskproverna från Grycken överskrider gränsvärdet för däggdjur (0,71 ng TEQ/kg våtvikt), och fiskprovet från Varpan tan-

gerar gränsvärdet (Fig. 40). Vattendirektivets gränsvärde för biota är baserat på gränsvärden för livsmedel för att skydda människors hälsa. Gränsvärdet för dioxiner och furaner är 3,5 ng TEQ/kg våtvikt, och för dioxinlika föreningar (dioxiner, furaner och dioxinlika PCBer) är gränsvärdet 6,5 ng TEQ/kg våtvikt (EU Kommissionen, 2011). Vattendirektivets gränsvärde är 6,5 ng TEQ/kg våtvikt (HaV 2015), och det baseras alltså på humantoxicitet. Trots att TEQ-halterna i Grycken och Varpan är betydligt högre än övriga provtagna sjöar överstiger inte de några gränsvärden. Dock bör intaget av fisk från dessa sjöar vara sparsamt. Generella rekommendationer för fiskkonsumtion från Livsmedelsverket är att barn och fertila kvinnor inte ska äta insjöfisk mer än två till tre gånger per år, och övriga rekommenderas att inte äta insjöfisk oftare än en gång i veckan (Livsmedelsverket, 2015).

Även abborrar från Österdalälven vid Gråda, Gopen, Runn, Forssjön och Hinsen har förhöjd risk för att vara skadliga för predatorer i förhållande till de andra sjöarna (Fig. 40).

Fenoler

Nonyl-och oktylfenoler påträffades i högst halter i sediment i Grycken, Svartån och Forssjön. Grycken och Forssjön ligger nedströms pappersbruk medan Svartån har många olika påverkanskällor. I fisk från Runn, som är recipient till ett större avloppsreningsverk, uppmättes nonylfenol. Bisfenol A påträffas i högst halter i sediment i Grycken. Triklosan uppmättes i högst halter i Västerdalälven vid Malung och i Siljan vid Mora.

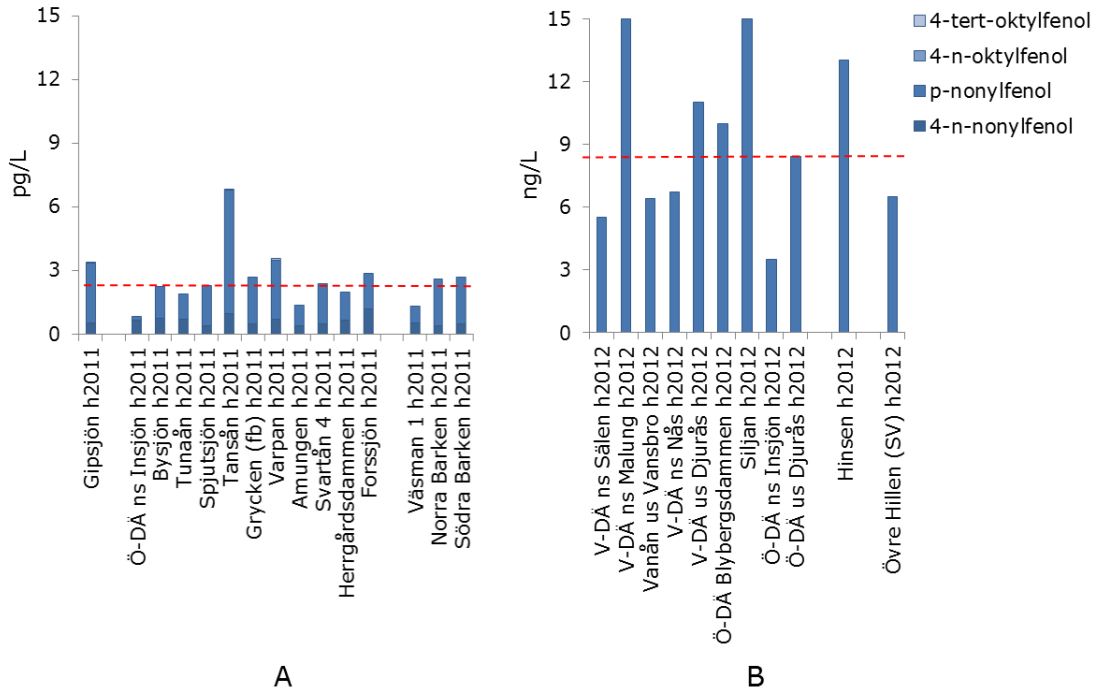
Alkylfenoler

Alkylfenoler har analyserats i 50 provtagningslokaler sedan 2006.

Vatten

Nonyl- och oktylfenol har påträffats i sex av de 23 lokaler som provtogs med stickprov. Halterna ligger mellan 0,13 och 0,20 µg/L. Lokalerna varierar i storlek från mindre bäckar till Dalälvens huvudfåra, men halterna ligger i samma storleksordning. Inga av lokalerna hade halter över rapporteringsgränserna för de två ämnen (4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol) som har gränsvärden i Vattendirektivet (Hav 2015). Halterna av nonyl- och oktylfenoletoxilaterna ligger under rapporteringsgränsen (10-20 µg/L), vilken ligger betydligt över klassgränsen för nonylfenoletoxilater (0,3 µg/l nonylfenolekvivalenter, HaV 2015) vilket gör att det inte går att utesluta att det kan finnas en effekt av dessa ämnen.

Ytvattenprover tagna med passiva provtagare för analys av nonyl- och oktylfenoler har tagits i 25 lokaler (Fig. 41). Det finns en skillnad mellan resultaten 2011 och 2012, som troligen beror på skillnader vid analyserna och inte på halterna i ytvattnen. Halterna 2012 är generellt 1000 gånger högre än halterna uppmätta 2011 (Fig. 41), men halterna 2012 är ändå mycket lägre än gällande gränsvärden (HaV 2015). Påverkansbilden av eventuella källor för fenolföroreningar i vattenmiljön kan inte beskriva skillnaderna mellan provtagningen 2011 och 2012, utan snarare skulle proverna 2012 ha en gene

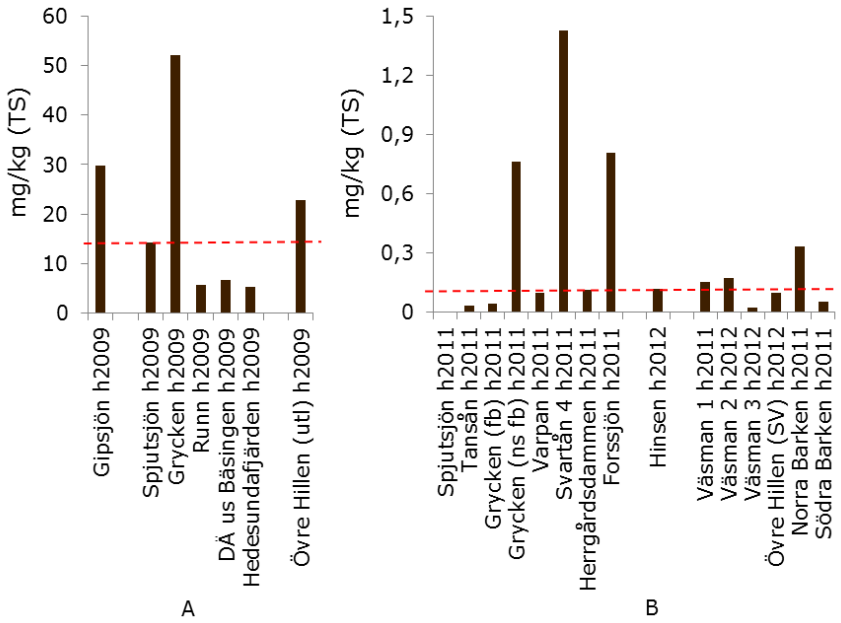


Figur 41. Summan av fyra alkylfenoler i ytvatten (passiv provtagning) i A) prover tagna 2011 (pg/L) och B) prover tagna 2012 (ng/L). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, SV: sydväst. *Observera* att y-axlarna har olika storheter för A och B.

rellt lägre halt. I prover tagna 2012 uppmättes endast *p*-nonylfenol av de ämnen som analyserades (Fig. 41b). Provet från Tansån 2011 har något förhöjd halt i jämförelse med andra prov från samma år (Fig. 41a). Det är endast i Tansån och Varpan som oktylfenol har påträffats (Fig. 41). Eftersom det verkar finnas en effekt av analysmetoderna går det inte att jämföra resultaten mellan åren, och inom respektive år är det inte särskilt stora skillnader, förutom den som noterats om Tansån.

Sediment

Nonyl- och oktylfenol har provtagits i sediment i 27 lokaler (2009, 2011 och 2012), varav vissa lokaler har flera provtagningspunkter eller provtagningstillfällen. Nonyl-eller oktylfenoler har påträffats i sediment i 17 lokaler (Fig. 42). Halterna som uppmättes 2009 (Fig. 42a) är betydligt högre än de halter som uppmättes 2011 och 2012 (Fig. 42b). Detta beror troligen på en skillnad mellan de olika laboratoriernas analysmetoder och -instrument. Om man bortser från skillnaderna mellan åren och ser på mönster i respektive figur kan man se att halterna är förhöjda i Grycken (Falun), Svartån (Avesta) och Forssjön (Avesta) (Fig. 42). Grycken och Falun är recipienter till pappersbruk, och det verkar som om nonyl-och oktylfenoler sprids från denna typ av verksamhet. Svartån har många olika typer av verksamheter inom sitt avrinningsområde vilket gör det svårt att peka ut en påverkanskälla, men dessa typer av föroreningar sprids från en eller flera verksamheter till Svart-



Figur 42. Halter av nonyl- och oktylfenol i sediment (mg/kg torrsubstans, TS) i prover A) tagna 2009 och B) prover tagna 2011 och 2012. Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, us: uppströms, ns: uppströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng. *Notera* att det är olika skalor på y-axlarna.

ån. Gipsjön (Malung-Sälen) har förhöjda halter (Fig. 42), vilket är förvånande eftersom Gipsjön inte har några kända påverkanskällor.

Samtliga lokaler provtagna 2009 har högre halter av 4-nonylfenol än vattendirektivets gränsvärde och samtliga lokaler provtagna 2011 och 2012 har högre halter av 4-tert-oktylfenol än vattendirektivets gränsvärde (Hav 2015). Trots att det finns en skillnad mellan analyserna finns det dock en antydan på att halterna av nonyl- och oktylfenol i de provtagna sjöarnas och vattendragens sediment kan utgöra ett hot mot vattenmiljön.

Fisk

Nonyl- och oktylfenol analyserades 2009 i fisk i fyra lokaler (Spjutsjön, Grycken och Runn i Falu kommun och i Grytnäsån i Avesta kommun). 4-nonylfenol uppmättes i en av lokalerna, Runn (0,21 mg/kg våtvikt). Runn är recipient till ett större avloppsreningsverk. Nonyl- och oktylfenoler används både inom samhället och industrin och sprids till ytvatten via avloppsreningsverken.

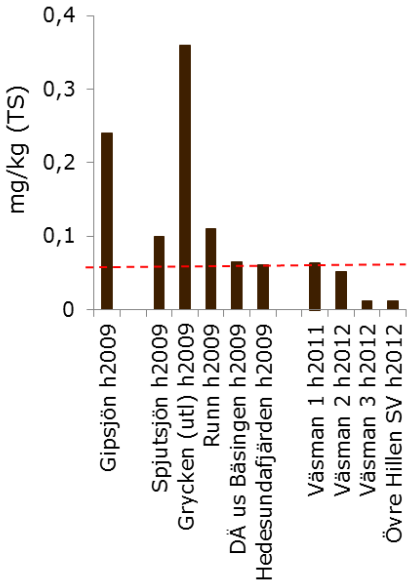
Bisfenol A

Bisfenol A har analyserats i prover från 29 lokaler (2008, 2009, 2011, 2012 och 2014).

Vatten

Nio lokaler har provtagits för analys av Bisfenol A i ytvatten, men inga halter har överstigit rapporteringsgränserna (0,05-5 µg/L).

Sediment
Sedimentprover har tagits i 22 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014) och påträffats i tio lokaler (Fig. 43). Precis som för nonyl- och oktylfenolhalterna i sediment (Fig. 42), verkar det finnas en skillnad i halter mellan prover tagna 2009 och de andra provtagningsåren (fig. 43). Halterna är som högst i Grycken (Falun) (Fig. 43). Pappersbruket vid sjön kan möjligen ha använt Bisfenol A vid produktion av papper. Det är förvånande att halterna är förhöjda i Gipsjön (Malung-Sälen) eftersom det inte finns en känd lokal påverkanskälla. Även Spjutsjön har halter över medianvärdet (Fig. 43), men eftersom antalet prover är relativt få och det verkar finnas en skillnad mellan de olika provtagningsåren går det inte att dra några slutsatser utifrån data-materialet.



Figur 43. Halter av Bisfenol A i sediment (mg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, us: uppströms, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng.

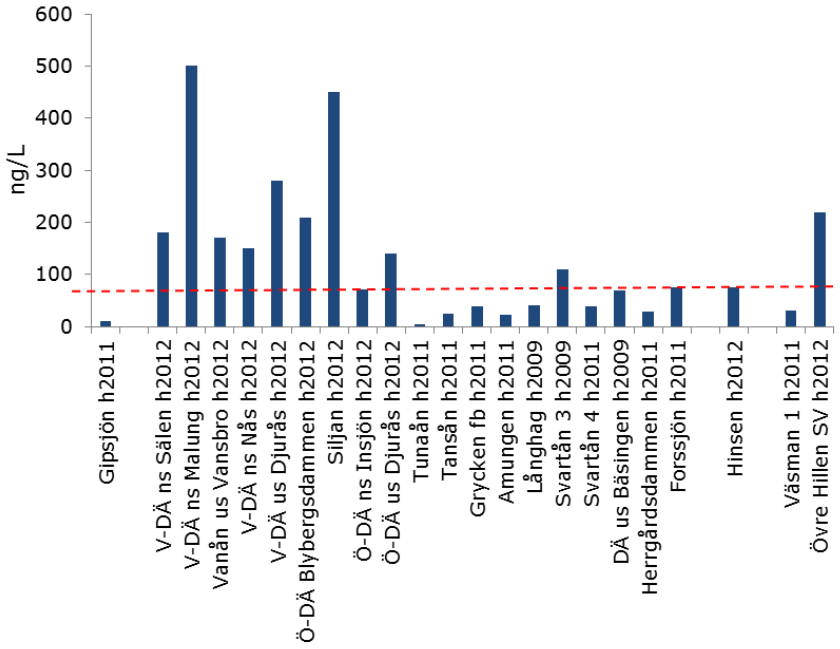
Fisk
Bisfenol A analyserades 2009 i fisk i tre lokaler (Spjutsjön och Grycken i Falu kommun och i Grytnäsån i Avesta kommun), men inga halter uppmättes över rapporteringsgränsen (10 µg/kg våtvikt).

Triklosan
Triklosan har analyserats i prover från 44 lokaler sedan 2005.

Vatten
Stickprover av ytvatten har tagits i nio lokaler men inga halter har överstigit rapporteringsgränserna (0,1-1 ng/L).

Ytvattenprovtagning med passiva provtagare har skett i 40 lokaler (2009, 2011 och 2012) och påträffats i 22 lokaler (Fig. 44). Halterna ser ut att vara generellt högre i de prover som togs 2012. De högre halterna kan inte beskrivas av påverkansbilden, vilket gör det svårt att dra några slutsatser utifrån resultaten. Dock ser Västerdalälven nedströms Malung och Siljan (Mora) ut att sticka ut med förhöjda halter jämfört med andra provtagna 2012, och Svartån 3 (Avesta) för de övriga proverna (Fig. 44). Dessa tre lokaler har troligen en eller flera påverkanskällor som sprider triklosan till ytvattnet.

Sediment och fisk
Triklosan har även provtagits i sediment (19 lokaler) och fisk (4 lokaler), men inga halter över rapporteringsgränserna uppmättes (0,001-0,1 mg/kg TS, resp. 0,1-1 µg/kg våtvikt).



Figur 44. Triklosan i ytvatten (ng/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, SV: sydväst.

Ftalater

Ftalater uppmättes i högst halter i vatten i Svartån och en tillrinnande bäck till Svartån där de även översteg vattendirektivets gränsvärde. Sedimenthalterna var högst i Väsman, Grycken och Forssjön. DEHP analyserades i fisk i tre sjöar, men uppmättes bara i referenssjön Spjutsjön.

Ftalater har analyserats i 42 lokaler från 2006 och nästan varje år sedan dess. Vissa lokaler har provtagits vid ett flertal tillfällen eller på olika platser i sjön eller vattendraget.

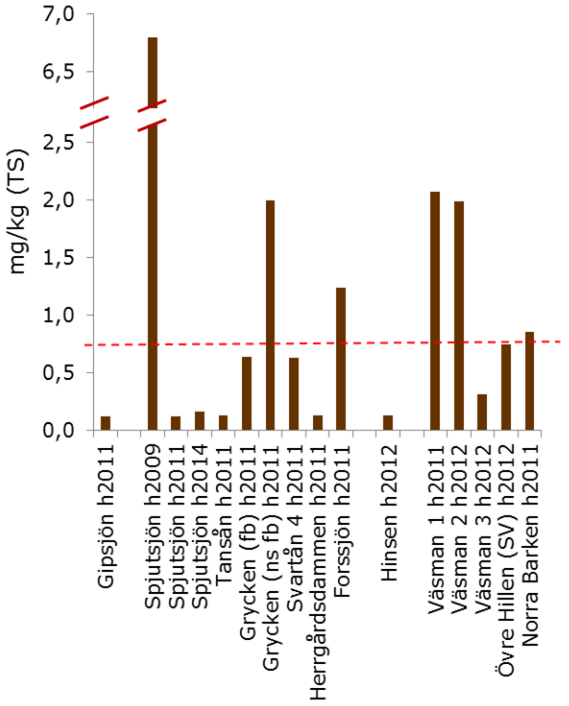
Vatten

Stickprover av ytvatten har tagits i 17 lokaler, men ftalater har endast påträffats i två lokaler över rapporteringshalten (1 µg/L). Ftalaten di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) har påträffats 2008 i ytvatten i Kvarnbäcken uppströms Svartån och i Svartån (Avesta) i halten 1,4 µg/L i båda vattendragen. De uppmätta halterna är högre än Vattendirektivets gränsvärde för god kemisk status (1,3 µg/L; HaV 2015)

Sediment

Sedimentprover har tagits i 22 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014), och har påträffats i elva lokaler (Fig. 45). Sedimenthalten i provet från Spjutsjön är betydligt högre än de andra proverna som har halter över rapporteringsgränserna. År 2009 användes ett annat laboratorium, vilket skulle kunna förklara de högre uppmätta halterna. Spjutsjön som saknar känd lokal påverkanskälla borde inte ha den högsta uppmätta halten. Om man bortser från

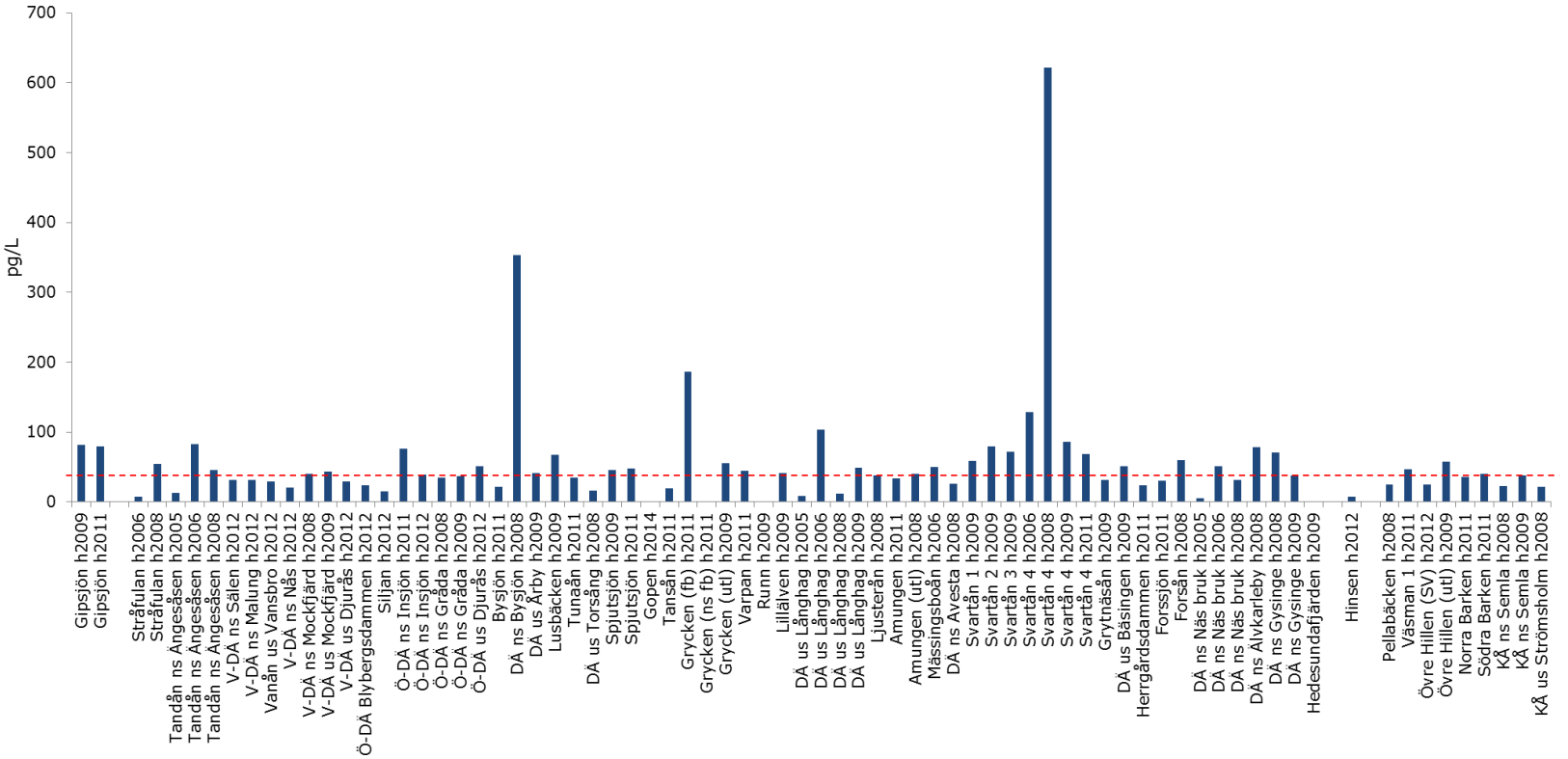
provet från Spjutsjön är halterna av ftalater förhöjda i Grycken (Falun), Fors-sjön (Avesta) och Väsman (Ludvika) (Fig. 45). Dessa lokaler har pågående verksamheter som pappersindustrier och elkrafts/verkstadsindustrier som kan vara troliga påverkanskällor, där ftalater troligen har använts eller används i processerna. Den största delen av ftalatsammansättningen för samliga lokaler består av ftalaten DEHP. I proverna från Väsman består hälften av ftalathalten av DEHP och mellan 30 och 40 % av ftalaten DIBP, vilken har använts som mjukgörare i bl.a. fogmassa. Rapporteringgränsen för ftalater har varierat mellan de olika åren. År 2009 analyserades endast DEHP och rapporteringsgränsen var relativt hög (1,2–10 mg/kg). Detta påverkar utfallet av analyserna. Exempelvis analyserades bara DEHP i Runn 2009 med en förhållandevis hög rapporteringsgräns (1,2 mg/kg). Halterna av ftalater i sedimentprov från referenssjöarna Gipsjön (Malung-Sälen) och Spjutsjön (Falun) 2011 och 2014 har halter strax över rapporteringsgränserna (0,1 mg/kg; Fig. 45). Sjöar som har halter i samma nivåer (Tansån, Falun; Herrgårdsdammen, Hedemora; Hinsen, Falun) har inte heller några kända lokal påverkanskällor för ftalater (Fig. 45). Halterna i dessa sjöar motsvarar möjligen den diffusa spridningen av ftalater till vår miljö.



Figur 45. Ftalathalter i sediment (mg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, fb: fiberbank, ns: nedströms, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng, SV: sydväst. *Observera* att y-axeln är kapad.

Fisk

Ftalaten DEHP analyserades 2009 i fisk i tre lokaler; Spjutsjön (Falun), Grycken (Falun) och Grytnäsån (Avesta). De troliga påverkanskällorna för ftalater vid denna provtagning var deponierna som ligger vid Grycken respektive Grytnäsån, men inga halter över rapporteringsgränsen (0,05 mg/kg våtvikt) uppmättes i fiskar från dessa lokaler. Däremot uppmättes DEHP i fisk i referenssjön Spjutsjön (0,07 mg/kg våtvikt). Det är förvånande att DEHP uppmättes i fisk från Spjutsön, och att halten i sedimentprovet från 2009 var så högt eftersom det inte finns någon känd lokal påverkanskälla. Antingen är förklaringen till detta analysfel eller så finns det en förorening i sjön.



Figur 46. Klorbensener i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp, fb: fiberbank, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken.

Klorbensener

De högsta halterna av klorbensener i vatten påträffades i Svartån, Dalälven nedströms Bysjön och Grycken. Det finns skillnader mellan vattenprover som tas i samma lokal på våren och hösten, där halterna oftast är högre i vårprovet. Sedimenthalterna av klorbensener var högst i Dalälven uppströms Bäsingen och Grycken, och de högsta halterna i fisk påträffades i Grycken.

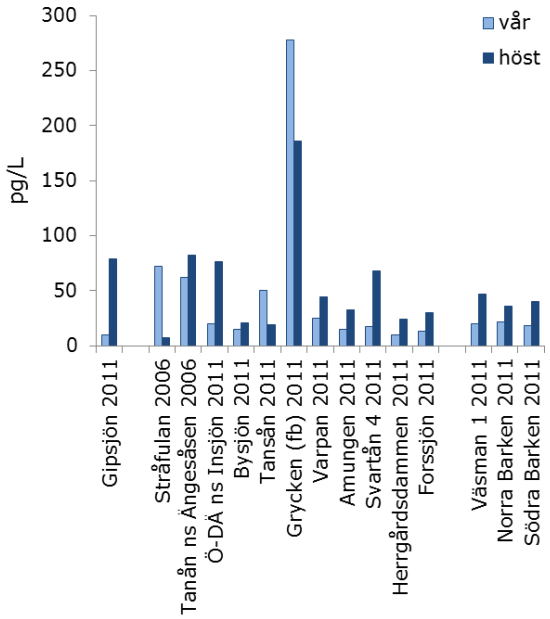
Klorbensener har provtagits i 63 lokaler. Vissa lokaler har provtagits vid ett flertal tillfällen eller på olika platser i sjön eller vattendraget.

Vatten

Stickprover av vatten har tagits i 19 lokaler (2006, 2008 och 2014), men inga halter uppmättes över rapporteringsgränserna.

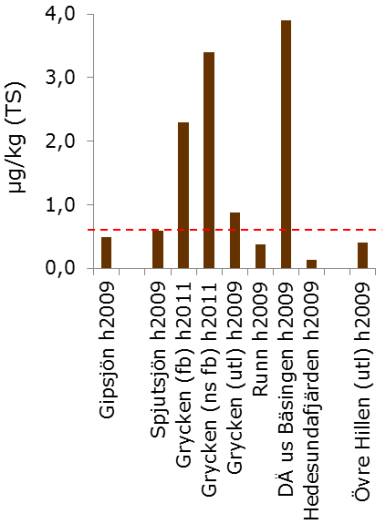
Passiva provtagare har använts i 53 lokaler (2005 – 2011; Fig. 46). Det är många lokaler som har halter som ligger runt medianhalten, med ett fåtal lokaler som har förhöjda halter av klorbensener i ytvattnet (Fig. 46). De lokaler som har högst uppmätta halter är Svartån (Avesta), Dalälven nedströms Bysjön (Borlänge) och Grycken (Falun).

Åren 2006 och 2011 togs prover med passiva provtagare både på våren och på hösten i 15 lokaler (Fig.46), för att undersöka om det finns en skillnad i upptag i den passiva provtagaren mellan höst och vår. I majoriteten av lokalerna (12 av 15) var halterna högre i höstprovet än i höstprovet (Fig. 47). Upptaget av ämnen i passiva provtagare kan påverkas av flera olika faktorer som temperatur, flöden, löst organisk material, och biofilmspåväxt på provtagaren.



Figur 47. Klorbensenhalter i ytvatten (pg/L, passiv provtagning) i prover tagna på våren (ljusblå staplar) och på hösten (mörkblå staplar) 2006 och 2011. Ö-DÄ: Österdalälven, ns: nedströms, (fb): fiberbank, Väsman 1: Lyviken.

Detta är faktorer som varierar under året. Skillnaderna mellan proverna kan även bero på skillnader i halter på grund av att spridningen av klorbensener till vattenmiljön kan variera under året. Eftersom underlaget endast består av 15 lokaler och ett prov per provtillfälle går det inte att några slutsatser kring detta, men det är viktigt att poängtera att det finns årstidsvariationer och att man bör ta hänsyn till detta vid planering av provtagning. De högsta halterna, oavsett säsong, påträffades i Grycken (Fig. 47).



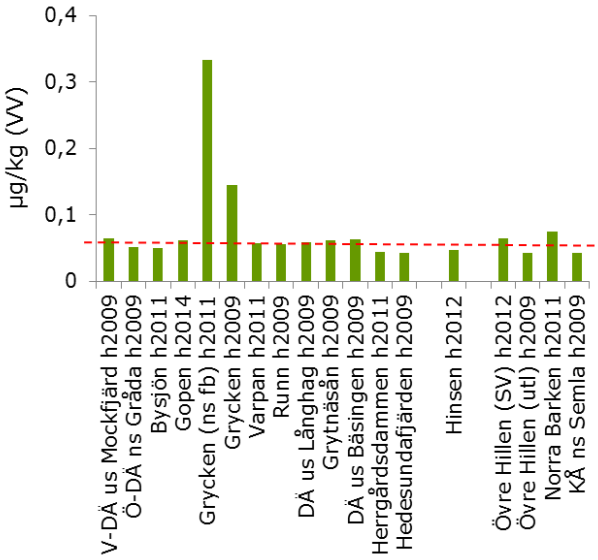
Figur 48. Halter av hexaklorbensen i sediment (µg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, fb: fiberbank, ns: nedströms, DÄ: Dalälven, utl: utlopp.

Sediment

Sedimentprover för analys av klorbensener har tagits i 26 lokaler 2005, 2009, 2011, 2012 och 2014. Hexaklorbensen är den enda klorbensen som har påträffats över rapporteringsgränserna, och bara i sju lokaler (Fig. 48). De högsta halterna uppmättes i Dalälven uppströms Bäsingen (Avesta) och i Grycken (Falun). I Grycken är halterna högre vid fiberbanken än vid sjöns utlopp (Fig. 48). Sannolikt sprids hexaklorbensen från förorenad mark vid den tidigare pappersmassaindustrins eller dess fiberbankar i sjön. Hexaklorbensen användes tidigare bl.a. som träskyddsmedel för att skydda virke mot svampangrepp. Norska gränsvärden för hexaklor i sediment är 17 µg/kg (TS) (KFD 2012), vilket är högre än de uppmätta halterna (Fig. 48).

Fisk

Fisk har provtagits för analys av klorbensener i 20 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014), och hexaklorbensen har påträffats i fisk i 16 av de provtagna lokalerna (Fig. 49). Halterna i fisk är förhöjda i Grycken (Falun) jämfört med de andra sjöarna och vattendragen (Fig. 49). Halten i fisk fångad i Grycken nedströms fiberbanken är mer än dubbelt så hög än i fisk fångad vid sjöns utlopp (Fig. 49). Halterna av hexaklorbensen i Grycken för fisk och sediment följer samma mönster med högre halter vid fiberbanken än vid sjöns utlopp (Fig. 49 & Fig. 48). Den lokala påverkanskällan för hexaklorbensen ligger sannolikt i sjöns nordvästra delar nedströms pappersbruket. Halten av hexaklorbensen i fisk vid fiberbanken i Grycken är nästan sex gånger högre än medianhalten, men den ligger under vattendirektivets gränsvärde (10 µg/kg våtvikt). Övriga sjöar och vattendrag har halter i nivå med medianhalten (Fig. 49). Dessa halter motsvarar troligen bakgrundshalten för hexaklorbensen.



Figur 49. Hexaklorbensenhalter i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt, VV). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst.

Klorerade alifater

Klorerade alifater (klorerade lösningsmedel) har provtagits i både mindre och större vattendrag, men bara påträffats i Dalälvens huvudfåra vid Långhag och Näs bruk och i Oreälven vid Kallholen.

Klorerade alifater har analyserats i ytvatten i 31 lokaler (2006, 2011 och 2012).

Vatten

Stickprov har tagits i 21 lokaler och klorerade alifater har påträffats i tre lokaler. Kloroform (triklormetan) har påträffats i Dalälven uppströms Långhag (Säter) och i Dalälven nedströms Näs bruk. I Dalälven uppströms Långhag har klorofrom påträffats i både ofiltrerade och filtrerade prover (0,26, resp. 0,17 µg/L), medan det bara har påträffats i filtrerade prover i Dalälven nedströms Näs bruk (0,1 µg/L). Vattendirektivets gränsvärde för kloroform är 2,5 µg/L (HaV 2015). Tetrakloreten har påträffats i Oreälven (0,1 µg/L; Orsa).

Att klorerade alifater påträffats i större vattendrag, Dalälven och Oreälven, tyder på att det troligen finns en lokal påverkanskälla som sprider dessa ämnen till vattnet eftersom de uppmäts i så stora vattenvolymer.

Klorerade alifater har provtagits med passiva provtagare i 11 lokaler, men inte påträffats i någon lokal (rapporteringsgräns 0,1-1,0 µg/L).

Klorerade bekämpningsmedel

Klorerade bekämpningsmedel har påträffats i flera sjöar och vattendrag trots att dessa ämnen har varit förbjudna under lång tid i Sverige. Klorerade bekämpningsmedel är svårnedbrytbara och sprids diffust i miljön från atmosfärisk deposition, men också från förorenade områden.

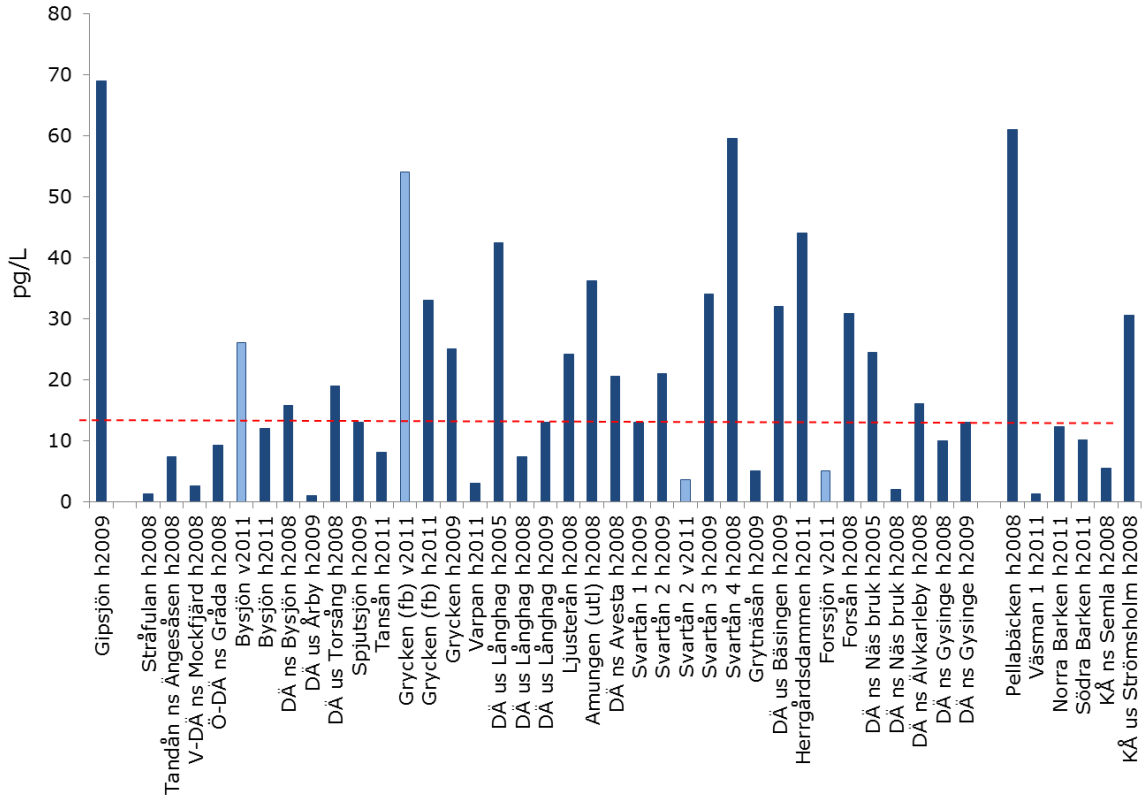
Klorerade bekämpningsmedel har provtagits i 65 lokaler från 2004. Flera lokaler har provtagits vid ett flertal tillfällen.

DDT

Högst halter av DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD (ΣDDT) påträffades i vattenprover från Svartån, Grycken, Pellabäcken och Gipsjön. Högst halter i sediment påträffades i Grycken, Tansån och Södra Barken. De högsta halterna av DDT och dess nedbrytningsprodukter uppmättes i fisk från Gopen.

Vatten

Summan av DDT och dess nedbrytningsprodukter har provtagits i 60 lokaler sedan 2005. Ytvatten har provtagits med stickprov i tre lokaler (Lusbäcken,



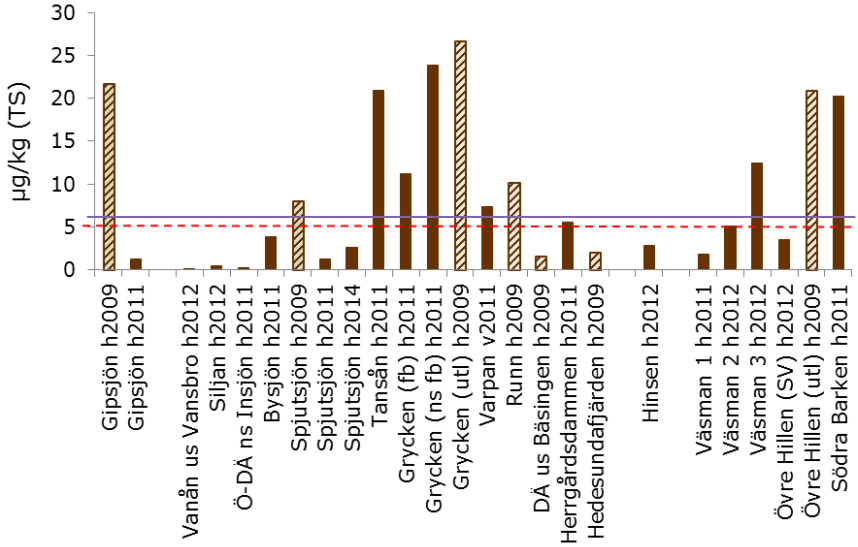
Figur 50. Summan av DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Fyra av proverna är tagna på våren (ljusblå staplar). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, v: vår, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, KÅ: Kolbäcksån.

Borlänge; Kvarnbäcken, Avesta och Svartån, Avesta), men inga halter över rapporteringsgränsen (0,4-1,0 ng/L) har uppmätts.

Passiva provtagare har lagts ut i 52 lokaler och ΣDDT har påträffats i samtliga prover (Fig. 50). De högsta halterna har påträffats förvånansvärt nog i Gipsjön (Malung-Sälen) och Pellabäcken (Ludvika) som inte ha någon känd påverkanskälla och är referenslokaler. Svartån (Avesta) och Grycken (Falun) har förhöjda halter i jämförelse med de andra provtagna lokalerna, utöver Gipsjön och Pellabäcken. Båda dessa lokaler har troligen lokala påverkanskällor från vilka DDT sprids till ytvattnet från förorenad mark eller sediment. Den förhöjda halten i Grycken är från ett prov taget på våren 2011, och halten i provet taget på hösten samma år är något lägre men ändå för höjd i förhållande till flertalet provtagna sjöar och vattendrag (Fig. 50). DDT och/eller dess metaboliter DDE och DDD har påträffats i samtliga sjöar och vattendrag som har provtagits med passiva provtagare som trolige är ett resultat av spridningen av denna ämnesgrupp via atmosfärisk deposition, men det verkar dock som om flera sjöar och vattendrag har lokala påverkanskällor för ΣDDT (Fig. 50).

Sediment

Sedimentprover för analys av ΣDDT har tagits i 25 lokaler vid ett flertal tillfällen sedan 2005, och de har påträffats i 17 lokaler (Fig. 51). Inga halter uppmättes i proverna tagna 2005, troligen på grund av för höga rapporteringsgränser (0,01 mg/kg). I de lokaler där ΣDDT har påträffats har halterna legat ca 5-100 gånger lägre än rapporteringsgränsen 2005 (Fig. 51). Halterna som har uppmätts i proverna från 2009 verkar vara avvikande höga, och de



Figur 51. Summan av DDT (ΣDDT) och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD i sediment (µg/kg torrsubstans, TS). Sju av proverna togs hösten 2009 (randiga staplar). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den lila heldragna linjen visar norska gränsvärden för ΣDDT (KFD 2012), h: höst, fb: fiberbank, ns: nedströms, us: uppströms, DÄ: Dalälven, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng, SV: sydväst, utl: utlopp.

har därför markerats med streckade staplar i figur 51. För samtliga lokaler, förutom Grycken, som provtagits 2009 och ett annat år är halterna 2009 mycket högre än de andra åren (Fig. 51).

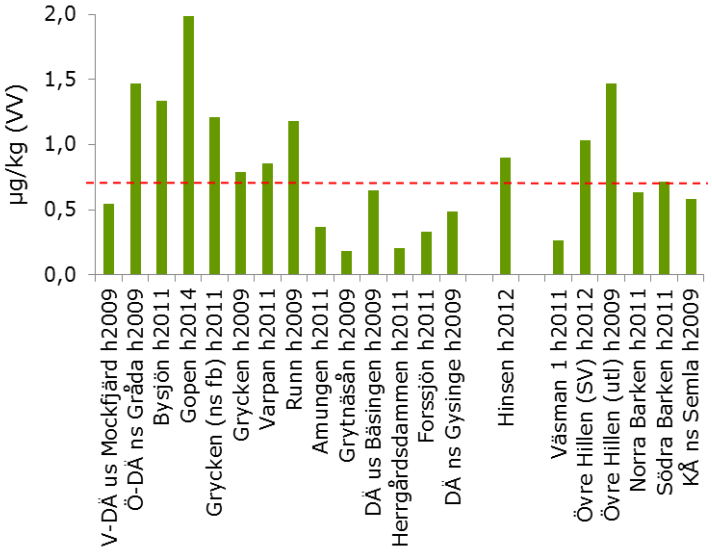
De högsta halterna påträffas i Grycken (Falun), Tansån (Falun) och Södra Barken (Smedjebacken), om man bortser från 2009 års mätvärden (Fig. 51). DDT har troligen använts som träskyddsmedel för virke vid de två kända lokala påverkanskällorna vid Grycken och Södra Barken, ett pappersbruk och en såg. I Väsman verkar halterna öka från Lyviken ut till huvudbassängen (Fig. 51), vilket kan tyda på att påverkanskällan inte ligger vid Lyviken utan någon annanstans längs Väsman. Proverna från 2009 visar på höga ΣDDT-halter i Gipsjön, men halten 2011 är betydligt lägre och mycket lägre än medianhalten (Fig. 51). Även i Spjutsjön är ΣDDT-halterna lägre 2011 och 2014 än 2009 (Fig. 51), vilket indikerar på att det inte finns någon lokal påverkanskälla för DDT vid referenssjöarna.

Enligt norska gränsvärden kan ΣDDT-halter över 6 µg/kg (TS) ha en negativ effekt i vattenmiljön (KFD 2012). Flera av de provtagna sjöarna och vattendragen har halter högre än det norska gränsvärdet (Fig. 51). Medianhalten ligger på drygt 5 µg/kg (TS) (Fig. 51).

Generellt för alla sedimentprov är att sammansättningen i provet består till största del av metaboliterna DDE och DDD (redovisas inte här), vilket det borde göra eftersom DDT har varit förbjudet sedan 1970 i Sverige och har en halverings-tid i miljön på upp till 15 år (NPIC, 1999).

Fisk

Fiskhalter av DDT och dess metaboliter har analyserats i 20 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014). ΣDDT har påträffats i fisk från samtliga sjöar och vattendrag som provtagits (Fig. 52). De högsta halterna påträffades i Gopen



Figur 52. Summan av DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt, VV). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, Väsman 1: Lyviken, SV: sydväst, utl: utlopp, KÅ: Kolbäcksån.

(Falun) (Fig. 52). Ytterligare några sjöar och vattendrag har högre halter än medianvärdet, bl.a. Österdalälven vid Gråda (Leksand/Gagnef), Bysjön (Borlänge), Grycken (Falun), Runn (Falun) och Hillen (Ludvika/Smedjebacken) är halterna förhöjda i jämförelse med samtliga provtagna sjöar och vattendrag. Det är dock inte så stor skillnad mellan samtliga prover, och om man ser till de sjöar som provtagits vid flera tillfällen finns det en viss variation mellan proverna (Fig. 52), vilket gör att skillnaderna mellan sjöarna kanske inte är så stor. Det kan ändock finnas en lokal påverkanskälla vid de sjöar som har lite högre halter. Eftersom inga vatten- eller sedimentprover har tagits för analys av ΣDDT i Gopen är det inte känt om dessa ämnen är förhöjda i vatten eller sediment. Fiskprovet från Österdalälven vid Gråda har något förhöjd halt, vilket är förvånande eftersom det inte finns en känd lokal påverkanskälla för den provtagningslokalen. Även bromerade flamskyddsmedel och dioxiner och furaner är förhöjda i detta fiskprov, och eftersom flera ämnesgrupper har förhöjda halter borde det finnas en lokal påverkanskälla som sprider organiska miljögifter till Östedalälven i uppströms Gråda.

Kanadensiska gränsvärden för ΣDDT-halter i fisk är 14 µg/kg våtvikt (CCME 1999b). Det finns därför ingen risk, utifrån dataunderlaget, att ΣDDT utgör ett hot för toppredatorer i Dalälvens ytvatten. Sammansättningen av ΣDDT i fisk består dock till störst del av *p,p*-DDE vilket är den metabolit som orsakar äggskalsförtunning hos rovfåglar.

HCH

Hexaklorcyklohexaner (HCH) uppmättes i högst halter i stickprover av vatten i Svartån, och prover från passiva provtagare var halterna som högst i Grycken, Svartå och i Dalälven nedströms Avesta.

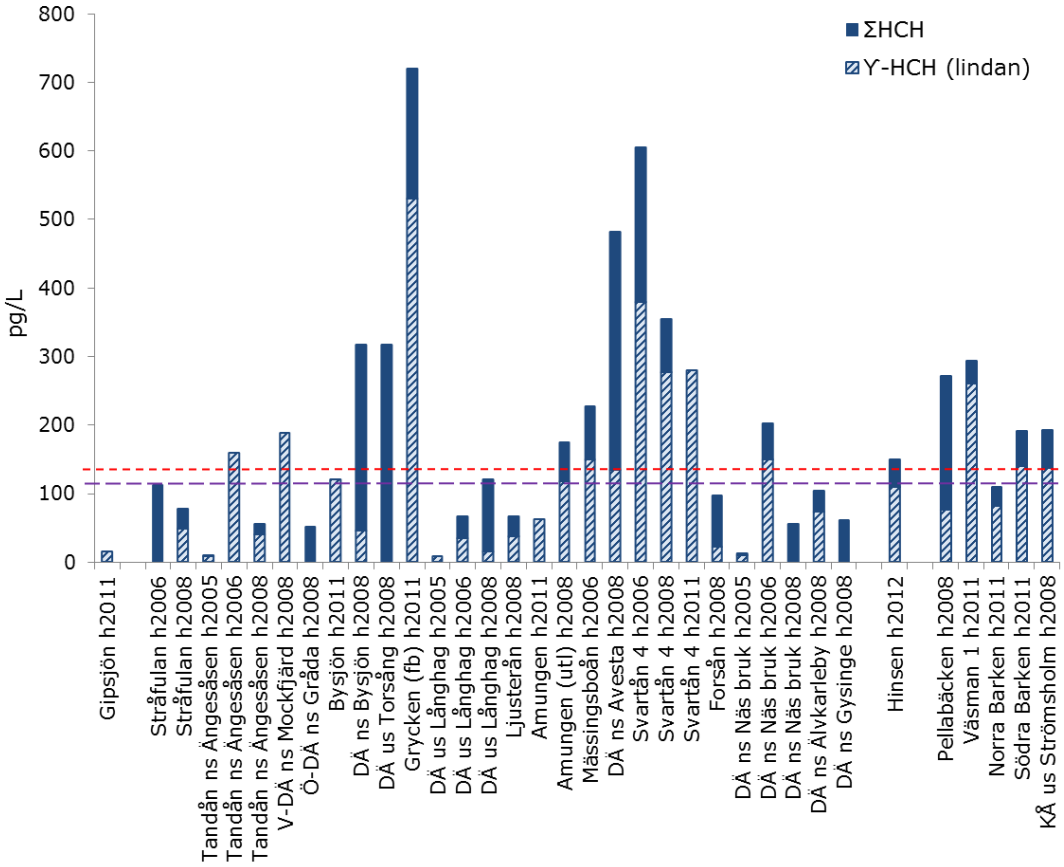
HCH har provtagits i 61 lokaler sedan 2005.

Vatten

HCH har analyserats i stickprov av ytvatten i 19 lokaler (2006, 2008 och 2014). I prover tagna 2008 i Kvarnbäcken (Avesta) och Svartån (Avesta) uppmättes HCH. I Svartån uppmättes alla tre isomerer (α-, ß- och γ-HCH; Σ: 2,3 ng/L), och i Kvarnbäcken uppmättes α- och γ-HCH (Σ: 2,2 ng/L).

Passiva provtagare har lagts ut i 53 lokaler sedan 2005, och HCH har påträffats i 45 lokaler (Fig. 53). Halterna i de lokaler som provtogs 2009 var betydligt högre, och det finns väldigt lite variation mellan proverna från 2009 trots att det finns en tydlig skillnad på påverkansbilden för HCH i dessa lokaler. Därför har proverna från 2009 tagits bort, och resultaten från de andra provtagningsåren diskuteras i detta avsnitt (Fig. 53).

De högsta halterna, från kvarvarande år, har påträffats i Grycken (Falun), Svartån (Avesta) och i Dalälven nedströms Avesta (Fig. 53). I figur 53 visas även andelen av HCH-halten som består av isomeren ϒ-HCH (lindan). För de flesta provtagna sjöar och vattendrag utgör lindan majoriteten av HCH-halten (Fig. 53). Vissa sjöar och vattendrag har förhöjda halter (Fig. 53), och vid dessa lokaler finns det troligen lokala påverkanskällor som har lett till att HCH sprids från förorenad mark eller sediment. HCH sprids diffust i miljön,



Figur 53. HCH i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Summan av HCH-isomererna (ΣHCH, blå del av stapeln) och andelen lindan (γ-HCH, randig del av stapeln). Den röda streckade linjen visar medianhalten för ΣHCH och den lila linjen visar median-halten för lindan, h: höst, v: vår, DÄ: Dalälven, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdal-älven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, Väsman 1: Lyviken, KÅ: Kolbäcksån.

och de andra lokalernas HCH-halter motsvarar möjligen den atmosfäriska depositionen.

HCH-halter i figur 53 visar resultat för prover tagna på hösten. I nio av dessa lokaler skedde det även en provtagning på våren (Fig. 54). För nästan alla lokaler, förutom Grycken (Falun) och Svartån (Avesta), är halterna högre i vårprovet (Fig.54). I Norra Barken och Södra Barken är skillnaden mellan halterna på våren och hösten mycket stor (över 20, resp. 45 gånger högre; Fig. 54). Olika förhållanden verkar påverka antingen spridningen till ytvattnen eller jämvikten mellan bundet och löst HCH i vattenfasen som i sin tur ger ett ökat upptag i de passivaprovtagarna. I stycket om passiv provtagning av klorbensener (s. 64) beskrivs några av de faktorer som påverkar upptaget. Det verkar finnas skillnader mellan resultaten för höst- och vårprover av vissa organiska miljögifter, och detta bör beaktas vid planering av provtagning i ytvatten.

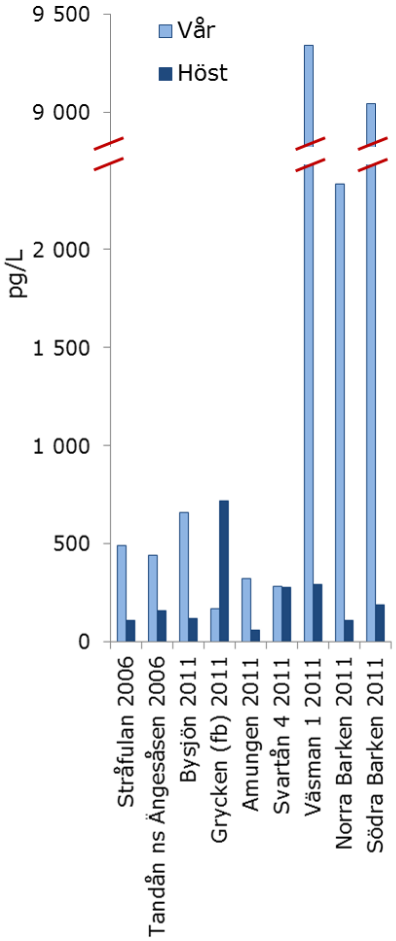
Sediment
HCH har analyserats i sediment i 26 lokaler sedan 2005, och har påträffats i nio lokaler. Dock är det stor skillnad mellan de lokaler som provtogs 2009 och 2011, och skillnaden kan inte förklarars av påverkansbilden utan troligen beror på skillnader mellan analysmetoder. Halter i sjöar som provtogs 2011 var mycket lägre. De två högsta halterna i sedimenten från prover tagna 2009 uppmättes i Grycken (Falun) och Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken).

Edosulfan
Endosulfan påträffades i högst halter i Grycken i både vatten- och sedimentprover.

Endosulfan har provtagits i 58 lokaler sedan 2005, och flera lokaler har provtagits vid ett flertal tillfällen.

Vatten
Ytvatten har provtagits med stickprov i 18 lokaler (2006, 2008 och 2014), men inga halter över rapporteringsgränsen har påträffats (0,005-0,01 µg/L).

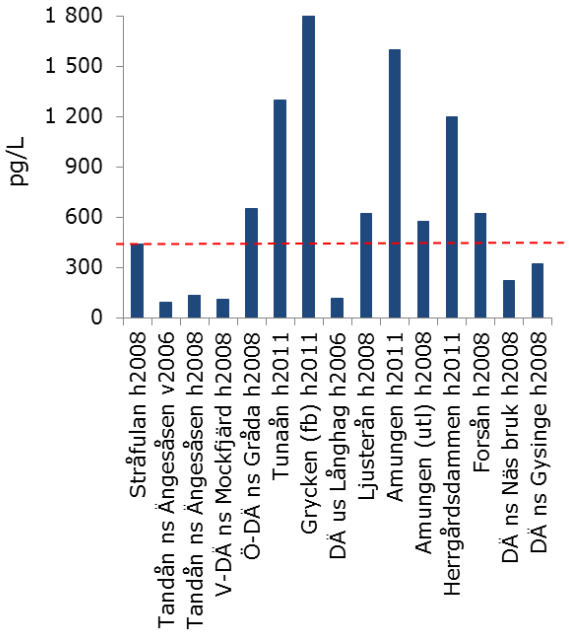
Passiva provtagare har placerats ut i 52 lokaler sedan 2006, och endosulfan har påträffats i 16 lokaler. Precis som för HCH är de uppmätta halterna år 2009 mycket högre än de övriga lokalerna och det finns ingen variation mellan lokalerna från detta år. Resultaten från 2009 utesluts därför, och i Figur 55 redovisas övriga 14 lokaler som har uppmätta halter av endosulfan. Det verkar dock finnas en skillnad mellan halterna uppmätta 2011 i jämförelse med de andra lokalerna (Fig. 55).



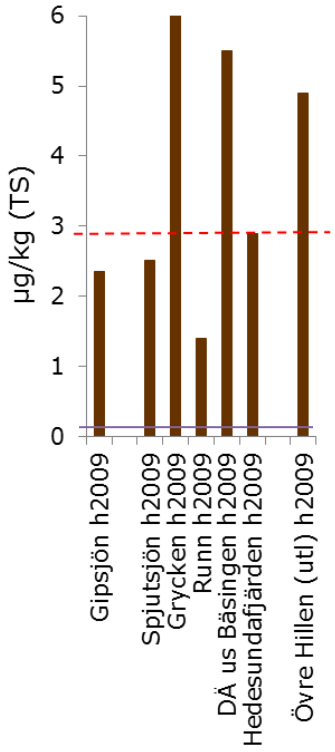
Figur 54. ΣHCH i ytvatten (pg/L, passiv provtagning) i prover tagna på våren (fyllda blåa staplar) och på hösten (streckade blåa staplar) 2006 och 2011. *Observera* att y-axeln är kapad, ns: nedströms, (fb): fiberbank, Väsman 1: Lyviken. *Observera* att y-axeln är kapad.

Det är fyra lokaler som har förhöjda vattenhalter; Tunaån (Borlänge), Grycken (Falun), Amungen (Hedemora) och Herrgårdsdammen (Hedemora). Vid dessa lokaler finns det troligen förorenad mark från tidigare användning av detta klorerade bekämpningsmedel som sprider endosulfan till närliggande vatten.

Sediment
Sedimentprover för analys av endosulfan har tagits i 26 lokaler sedan 2005. Endosulfan har påträffats i sediment i sju lokaler (Fig. 56). Den högsta



Figur 55. Endosulfan i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, v: vår, DÄ: Dalälven, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp.



Figur 56. Endosulfan i sediment (µg/kg torrsediment, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den lila heldragna linjen visar norska gränsvärden för endosulfan (KFD 2012), h: höst, DÄ: Dalälven, us: uppströms, utl: utlopp.

sedimenthalten har påträffats i Grycken (Falun), vilket även var den sjö som hade högst vattenhalter (Fig. 56, resp. 55). Endosulfanhalterna är även förhöjda i Dalälven uppströms Bäsingen (Avesta) och Övre Hillen (Ludvika/ Smedjebacken). Oavsett skillnaderna mellan de olika provtagningslokalerna i halt har samtliga förhöjda halter i jämförelsen med norska gränsvärden, där sedimenthalter över 0,07 µg/kg (TS) kan utgöra ett hot för bottenlevande djur (KFD 2012). Medianhalten är mer än 40 gånger högre än det norska gränsvärdet (0,07 µg/kg TS, Fig. 56).

I tre lokaler placerades en sedimentfälla, men inga detekterbara halter (<0,001 mg/kg torrsubstans) av endosulfan har påträffats i det suspenderade organiska materialet.

Cyklodiena bekämpningsmedel

Cyklodiena bekämpningsmedel (aldrin, dieldrin, endrin och isodrin) har påträffats i högst halter i Svartån, Gipsjön, Runn och Övre Hillen.

Cyklodiena bekämpningsmedel har provtagits i 45 lokaler sedan 2005.

Vatten

Ytvatten har provtagits med stickprov i en lokal (Lusbäcken, Borlänge; 2014), men inga halter uppmättes (<0,003 µg/L).

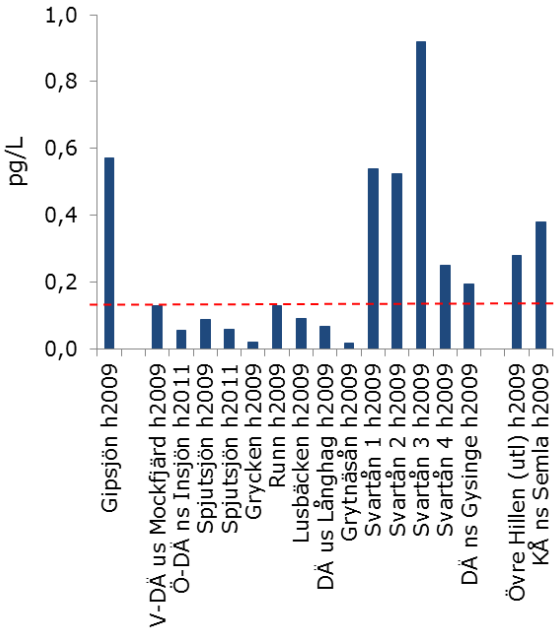
Passiva provtagare har använts för ytvattenprovtagning i 39 lokaler (2009, 2011 och 2012), och det har påträffats i 13 lokaler (Fig. 57). De högsta halterna har påträffats i Svartån (Avesta) och Gipsjön (Malung-Sälen).

Flera klorerade bekämpningsmedel har påträffats i förhöjda halter i referenssjön Gipsjön. Troligen är den atmosfäriska depositionen av organiska miljögifter högre i de nordvästra delarna av länet, där Gipsjön ligger. Dock är ofta halterna högre än andra sjöar eller vattendrag i de västra Dalarna vilket tyder på att det måste finnas någon påverkanskälla för klorerade bekämpningsmedel, och även andra organiska miljögifter, vid Gipsjön.

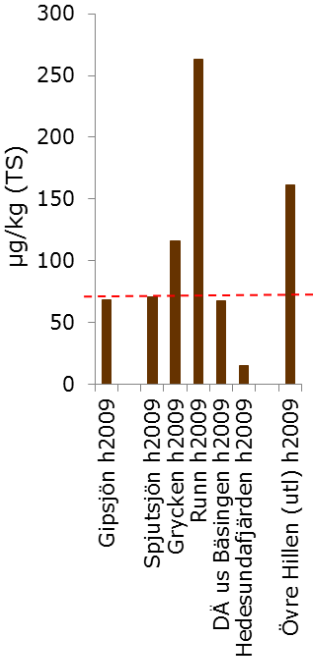
Svartån har provtagits på flera platser längs dess rinnsträcka genom industriområdet i södra Krylbo och vidare ut mot Dalälven. De högsta halterna har påträffats vid provpunkt 3, vilken ligger i våtmarken nedströms Svartåns naturreservat. I prover från denna provpunkt i Svartån har även alla fyra olika cyklodiena ämnena påträffats, vilket det inte har gjort i något annat prov.

Sediment

Sedimentprover för analys av cyklodiena bekämpningsmedel har tagits i 26



Figur 57. Summan av cyklodiena bekämpningsmedel i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp.



Figur 58. Summan av cyklodiena bekämpningsmedel i sediment (µg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, us: uppströms, utl: utlopp.

lokaler sedan 2005. I sju lokaler påträffades dessa ämnen (Fig. 58). Det är endast ett fåtal lokaler som har uppmätta halter vilket gör att det inte går att dra några större slutsatser, men Runn (Falun) har de högsta halterna, och även i Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken) är halterna förhöjda (Fig. 58). I båda dessa sjöar har dessa ämnen även påträffats i vattenfasen (Fig. 57), och det finns flera förorenade områden i närheten av dessa sjöar som troligen sprider cyklodiena bekämpningsmedel till ytvattnet.

I tre lokaler placerades en sedimentfälla, men inga detekterbara halter (<0,001 mg/kg, TS) påträffades i det organiska materialet.

Heptaklor
Heptaklor och dess nedbrytningsprodukt, heptaklorepoxid, har inte påträffats i några av de provtanga sjöarna eller vattendragen.

Heptaklor har provtagits i 24 lokaler (2005, 2011, 2012 och 2014).

Vatten
Ytvatten provtogs 2014 med stickprov i en lokal (Lusbäcken, Borlänge), men inga halter uppmättes (<0,01 µg/L).

Sediment
Sedimentprover för analys av heptaklor eller heptaklorepoxid har tagits i 23 lokaler sedan 2005, men ämnena har inte påträffats över rapporteringsgränsen (<0,01 mg/kg TS) i någon av lokalerna.

I tre lokaler placerades sedimentfällor, men inga halter (<0,01 mg/kg TS) uppmättes i det suspenderade organiska materialet.

Hexaklorbutadien
Hexaklorbutadien har inte påträffats i några av de provtanga sjöarna eller vattendragen.

Hexaklorbutadien har provtagits i 26 lokaler (2006, 2008, 2011, 2012 och 2014).

Vatten
Ytvatten har provtagits med stickprov i 18 lokaler, men inga halter uppmättes över rapporteringsgränsen (0,01 µg/L).

Sediment
Sedimentprover för analys av hexaklorbutadien har tagits i 19 lokaler (2011 och 2012), men ämnena har inte påträffats över rapporteringsgränsen (0,01 mg/kg TS) i någon av lokalerna.

I tre lokaler placerades sedimentfällor, men inga halter över rapporteringsgränsen (0,03 mg/kg TS) uppmättes i det suspenderade organiska materialet.

Klorerade och bromerade styrener

Klorerade och bromerade styrener provtogs i Bäsingen (Avesta) och Venjan (Mora) 2004. Dessa ämnen analyserades i sediment och fisk, men inga halter över rapporteringsgränsen (2,0 µg/kg TS, resp. 0,2 µg/kg våtvikt) uppmättes.

Klorfenoler

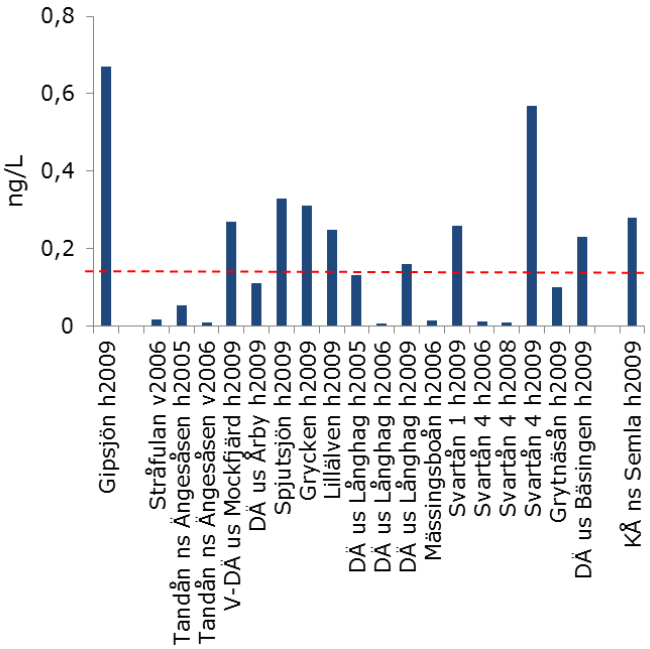
Klorfenoler har uppmätts i högst halter i vatten i Gipsjön och Svartån. Sedimenthalterna är högst i Varpan och Hinsen där det finns tidigare sågverksamheter, vilket det även finns vid Sågdammen som är den enda lokal där klorfenoler uppmätts i fisk.

Klorfenoler har analyserats i prov från 55 lokaler vid ett flertal tillfällen sedan 2006.

Vatten

Pentaklorfenol i ytvatten har provtagits med stickprov i 22 lokaler, men inte påträffats i någon lokal (<0,02-0,1 µg/L).

Pentaklorfenol i ytvatten har provtagits med passiva provtagare i 50 lokaler, och påträffats i 15 lokaler (Fig. 59). Halterna av pentaklorfenol i vatten är generellt förhöjda i proverna tagna 2009, och det är endast lokaler provtagna 2009 som ligger över medianhalten (Fig. 59). Det går därför inte att dra några slutsatser kring halterna, men för prover tagna 2009 verkar halterna i Gipsjön (Malung-Sälen) och Svartån 4 (Avesta) vara förhöjda (Fig. 59). De

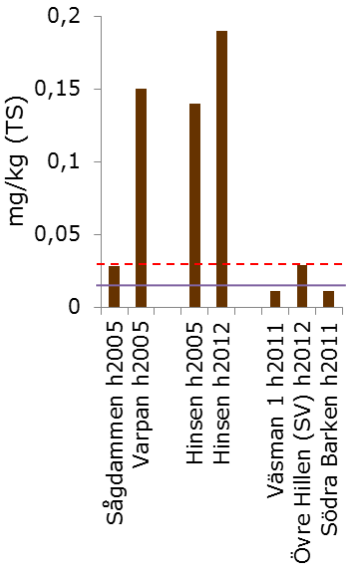


Figur 59. Pentaklorfenol i ytvatten (ng/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, v: vår, DÄ: Dalälven, Ö-DÄ: Österdalälven, ns: nedströms, us: uppströms, KÅ: Kolbäcksån.

förhöjda halterna i Gipsjön är förvånande eftersom det inte finns någon känd lokal påverkanskälla vid den sjön. Däremot finns det många olika påverkanskällor i Svartåns avrinningsområde som skulle kunna bidra till spridning av pentaklorfenol till ytvattnet.

Sediment

Klorfenoler har analyserats i sediment i 20 lokaler 2005, 2011, 2012 och 2014. I proverna från 2005 analyserades samtliga klorfenoler (mono-, di-, tri-, tetra- och pentaklorfenol), men de andra åren analyserades bara pentaklorfenol (Fig. 60). Halterna av pentaklorfenol i sedimenten är förhöjda i Varpan (Falun) och Hinsen (Falun), i förhållande till medianhalten (Fig. 60). Vid båda dessa sjöar har det tidigare funnits sågverk. Vid Hinsen är det känt att det förekommit pentaklorfenoldoppning av virke. Vid Varpan finns nedlagda sågar vid norra och sydöstra delen av sjön. Det har troligen förekommit pentaklorfenoldoppning vid sågarna och pentaklorfenol har spridits till sedimenten i sjön.



Figur 60. Halter av pentaklorfenol i sediment (mg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den lila heldragna linjen visar norska gränsvärden (KFD 2012), h: höst, Väsman 1: Lyviken, SV: sydväst.

Sedimentproverna i Varpan och Hinsen 2005 analyserades för samtliga klorfenoler, men majoriteten av klorfenolhalten består av pentaklorfenol (50, resp. 77 %).

Norska gränsvärdet för pentaklorfenol (14 µg/kg TS; KFD 2012) överskrids i Sågdammen, Varpan. Hinsen och Övre Hillen (Fig. 60).

Fisk

Klorfenoler har analyserades i fisk i fem lokaler 2005 (Flosjön, Gagnef; Sågdammen, Leksand; Varpan, Falun; Hinsen, Falun och Bäsingen, Avesta), men det har bara påträf-fats i Sågdammen (triklorfenol 0,18 mg/kg torrsubstans lever). I sågverket vid Sågdammen har triklorfenolpreparat använts som svampskyddsmedel för virke, och hanteringen av detta preparat har lett till att triklorfenol har spridits till sjön och ansamlats där.

Inga halter av triklorfenol uppmättes i sedimenten 2005 i Sågdammen (<0,01 mg/kg torrsubstans). Eftersom triklorfenol påträffats i fisk finns föroreningen i sjön, men rapporteringsgränsen var troligen för hög för att upptäcka föroreningen i sedimenten.

Klorparaffiner

Klorparaffiner (klorerade alkaner) har påträffats i vatten i Spjutsjön och Norra Barken. Högst halter i sedimentprover uppmättes i Spjutsjön.

Klorparaffiner har analyserats i 23 lokaler 2006, 2009 och 2011.

Vatten
Ytvatten har provtagits med stickprov i 21 lokaler. I Spjutsjön (Falun) och Norra Barken (Smedjebacken) påträffades kortkedjiga (SCCP) och mellankedjiga (MCCP) klorparaffiner. Nedre Hillen ligger nedströms ett stålverk som är en trolig påverkanskälla för klorparaffiner. Det är förvånande att det påträffas klorparaffiner i Spjutsjön som är en referenssjö och har inte några kända lokala påverkanskällor. Halterna som uppmättes i Spjutsjön och Norra Barken (SCCP: 0,17, resp. 0,13 µg/L, MCCP: 0,17, resp. 0,20 µg/L) ligger under gränsvärdet (SCCP: 0,4 µg/L) och klassgränsen (MCCP: 1,0 µg/L) inom vattenförvaltningen (HaV 2015).

Vid provtagningen 2011 analyserades bara fyra prov för klorparaffiner med en rapporteringsgräns på 0,1 µg/L. De andra proverna som togs 2006 och 2009 hade en rapporteringsgräns på 0,2 µg/L, och eftersom de uppmätta halterna ligger mellan dessa rapporteringsgränser kanske klorparaffiner skulle ha påträffats i även prover från de tidigare åren om rapporteringsgränserna varit lägre.

Sediment
Sedimentprover för analys av klorparaffiner har tagits i tre lokaler (Spjutsjön, Falun; Amungen, Hedemora och Svartån, Avesta), men inga halter uppmättes över rapporteringsgränsen (0,5 mg/kg TS).

I Svartån togs även sedimentprov med sedimentfälla. Mellankedjiga klorparaffiner påträffades i provet (60 mg/kg TS). Dessa ämnen härstammar från antingen förorenad mark eller sediment eller någon pågående miljöfarlig verksamhet som sprider dessa ämnen med dagvatten till Svartån.

Fisk
Abborrar analyserades för summan av klorparaffiner (kort-, mellan- och långkedjiga) 2009 i tre lokaler (Spjutsjön, Falun; Grycken, Falun och Grytnäsån; Avesta). De högsta halterna har påträffats i referenssjön Spjutsjön (9,1 µg/kg våtvikt) och halten i de två andra lokalerna var 6,8 och 4,3 µg/kg våtvikt (Grycken, resp. Grytnäsån). Det finns inga gränsvärden för summan av klorparaffiner.

Myskämnen
Myskämnen analyserades 2011 i vatten, sediment och fisk i två provtagningspunkter i Runn (Falun); Främbyviken och södra delen av Runn. Inga halter över rapporteringsgränserna uppmättes i vatten, sediment eller fisk (2,0–20 ng/L, 17-130 µg/kg torrsubstans, resp. 5,0–25 µg/kg våtvikt).

Organofosfater
Organofosfater har endast analyserats i inkommande vatten, utgående vatten och slam i tre av de större avloppsreningsverken i länet (Främby, Falun; Krylbo, Avesta; Borlänge, Borlänge; 2009-2014). Inga matriser i ytvatten har analyserats, men organofosfater påträffas i samtliga utgående vattenprover från avloppsreningsverken och sprids därför kontinuerligt till vattenmiljön.

PAHer

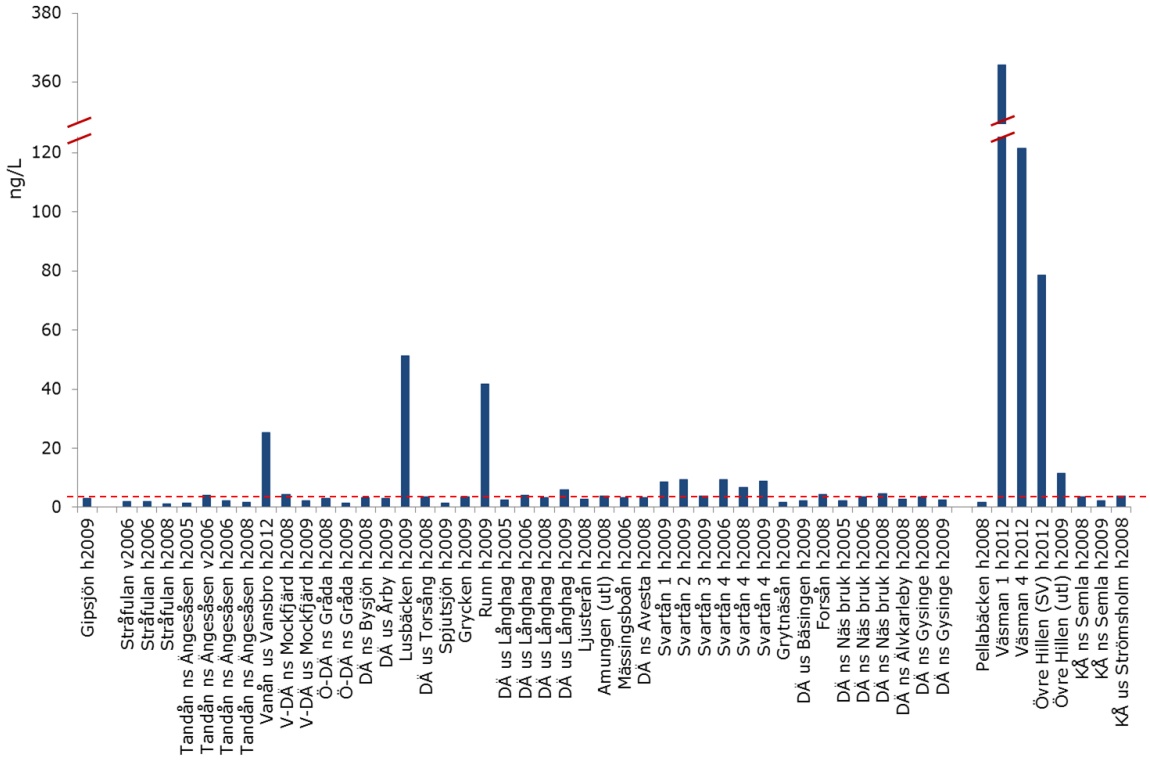
De högsta halterna av PAHer i vatten och sediment påträffades i en vik av Väsman, Lyviken, och halterna är mycket högre i Väsman än i de andra sjöarna och vattendragen som provtagits och kraftigt förhöjda i jämförelse med gränsvärden för sediment. Vid Väsman har en impregneringsverksamhet impregnerat virke med kreosot under lång tid. Förhöjda PAH-halter i vatten har även uppmätts i Övre Hillen, Lusbäcken, Runn och Vanån. Sedimenthalter av PAHer är förutom i Väsman även förhöjda i Södra Barken och Gipsjön. Effektstudier av sediment visar dock att Forssjön kan ha den största negativa påverkan på bottenlevande organismer.

PAHer har analyserats i prov från 52 lokaler vid ett flertal tillfällen sedan 2005.

Vatten

Ytvatten har provtagits med stickprov i 21 lokaler (2006, 2008 och 2009), men bara påträffats i Kvarnbäcken uppströms Svartån och i Svartån (Avesta; 6,7, resp. 10 ng/L)). De PAHer som uppmättes var pyren, fluoranten och benso(b)-fluoranten. Stickprov av vatten har inte tagits i Väsman.

Passiva provtagare har placerats ut i 31 lokaler mellan 2005 och 2012 och påträffats i samtliga lokaler (Fig. 61). En av lokalerna har anmärkningsvärt



Figur 61. PAHer i ytvatten (ng/L, passiv provtagning). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, v: vår, DÄ: Dalälven, Ö-DÄ, resp. V-DÄ: Väster-, resp. Österdalälven, ns: nedströms, us: uppströms, (utl): utlopp, Väsman 1: Lyviken, Väsman 4: Väsmans utlopp, SV: sydväst, KÅ: Kolbäcksån. *Observera* att y-axeln är kapad.

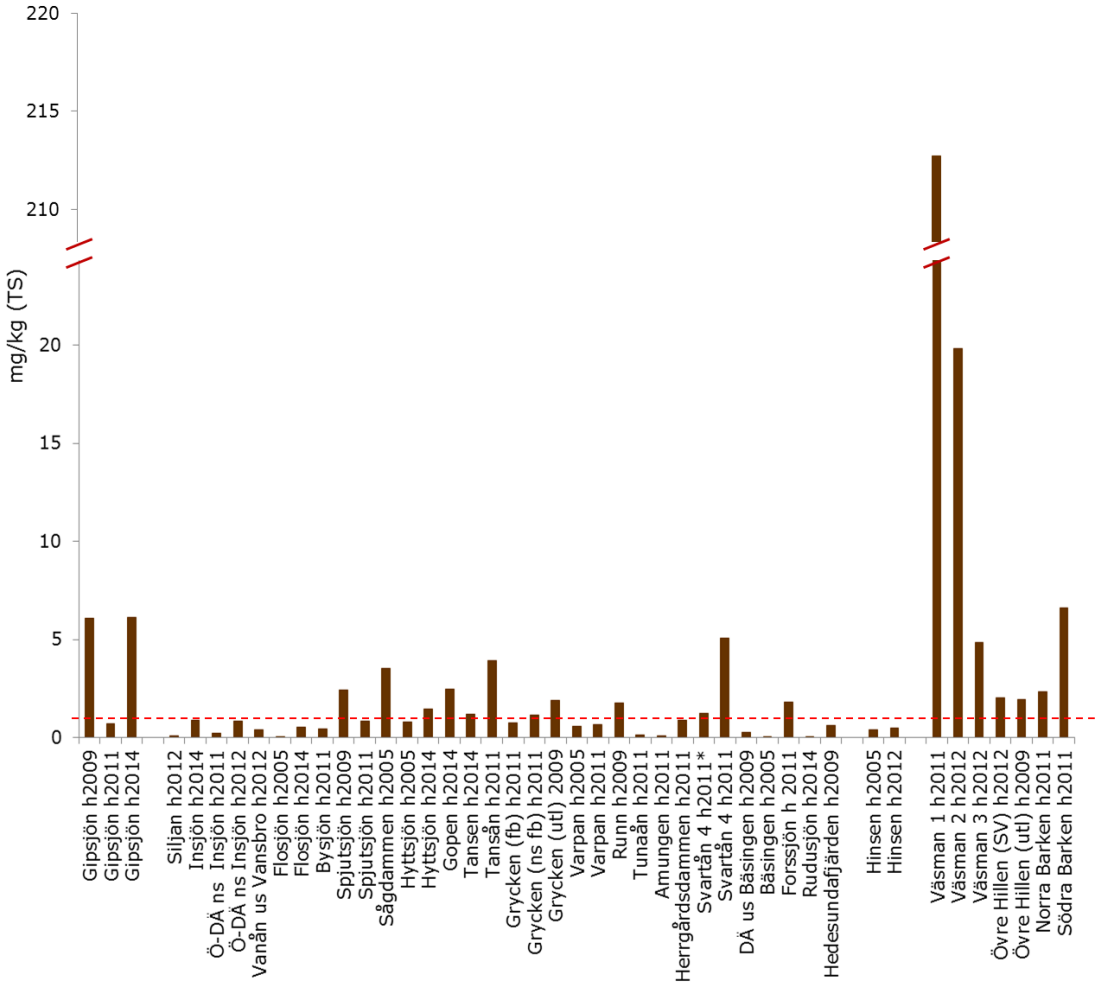
höga halter av PAHer i vattenfasen och det är Lyviken i Väsman (Ludvika) (Fig. 61). Halterna i Lyviken är mer än 100 gånger högre än medianhalten för de provtagna sjöarna och vattendragen. Dessutom överstiger vattenhalten för två PAHer (fluoranten och benso(a)pyren) vattendirektivets gränsvärden (HaV 2015) och två PAHer (pyren och fluoranten) överstiger norska gränsvärden (KFD 2012) (data visas inte här).

Lyviken är recipient till en kreosotimpregneringsverksamhet. Kreosot består till största delen av PAHer och främst naftalen, som är den minsta av de 16 PAHer som oftast analyseras. Halterna i Väsmans utlopp och provtagningspunkten i Övre Hillens sydvästra del är också kraftigt förhöjda (Fig. 61). I dessa lokaler överstigs vattendirektivets gränsvärde för fluoranten (data visas inte här; HaV 2015). Vid Väsman har det skett omfattande drivmedelshantering vid bangårdsområdet som troligen ha lett till ytterligare föroreningen av PAHer än den som orsakats av impregneringsverksamheten vid Lyviken.

Andra provtagningslokaler som har förhöjda halter är Lusbäcken (Borlänge), Runn (Falun), Vanån nedströms Vansbro och Svartån (Fig. 61). *Lusbäcken* avvattnar flera större industriområden med bl.a. förbränningsanläggning, flera bensinstationer och en stor bangård med impregnerade slipers, vilka alla kan bidra till PAH-föroreningar genom ytavrinning av dagvatten. *Runn* avvattnar ett stort område, och hela Falun. Det finns många olika påverkanskällor i Runns avrinningsområde, men en trolig påverkanskälla är ett tidigare verksamt gasverk som impregnerade och lagrade slipers och trätjäratillverkning som båda troligen spred PAHer, och där förorenad mark och/eller sediment fortfarande sprider PAHer till Runn. I Vansbro vid *Vanån* finns tre nedlagda verksamheter; en impregneringsverksamhet som impregnerade slipers och stolpar, en träkolsfabrik som impregnerade slipers och stolpar, och ett sågverk. Dessa tre verksamheter har spridit PAHer till Vanån, och förorenad mark verkar fortfarande sprida PAHer till ån eftersom halterna i Vanån är förhöjda (Fig. 61). *Svartån* avvattnar ett större industriområde i Avesta och Krylbo med många olika nedlagda och pågående miljöfarliga verksamheter, bl.a. ett sågverk och en nedlagd impregnering av slipers och stolpar. PAH-halterna i provtagningspunkterna i Svartån är något förhöjda i jämförelse med de övriga provtagningslokalerna (Fig. 61), vilket återspeglar belastningen av bl.a. dagvatten från Svartåns avrinningsområde.

Sediment

Sedimentprover för analys av PAHer har tagits i 29 lokaler sedan 2005, och det har påträffats PAHer i samtliga lokaler (Fig. 62). Precis som för vattenproverna har de högsta sedimenthalterna påträffats i Väsman (Fig. 61, resp. 62). Halterna i Lyvikens sediment är extremt höga, och ligger på en nivå mer än 240 gånger högre än medianhalten för de andra provtagna sjöarna och vattendragen. PAHerna verkar spridas vidare nedströms från Lyviken eftersom PAH-halterna är kraftigt förhöjda, även om de minskar, både i vatten och sediment i de andra provtagningspunkterna i Väsman och i Övre Hillen (Fig. 61, resp. 62). Vattendirektivets gränsvärde för antracen (0,024



Figur 62. Halter av PAHer i sediment (mg/kg torrsubstans, TS). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, Ö-DÄ: Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng, *: sedimentprov taget med sedimentfälla. *Observera* att y-axeln är kapad.

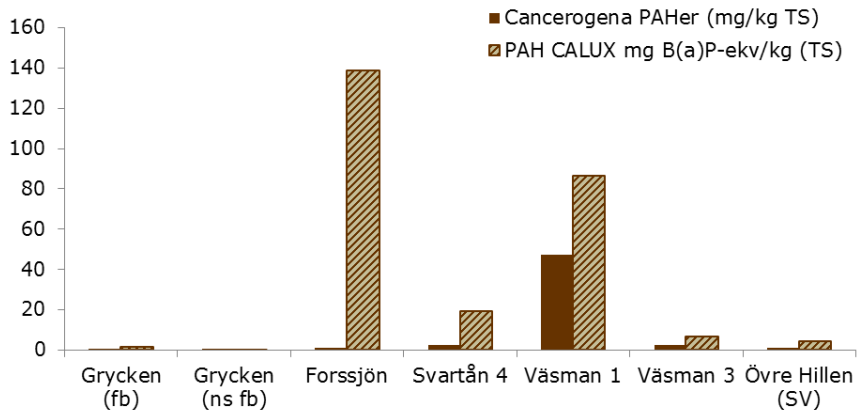
mg/kg TS) överstigs i Österdalälven nedströms Insjön, Gopen, Tansån, Svartån, Väsman, Södra Barken och Norra Barken, och gränsvärdet för fenantren (2,0 mg/kg TS) överstigs i Väsman (HaV 2015). För 27 av 29 lokaler är halterna för flera PAHer högre än kanadensiska och norska gränsvärden (CCME 1999c, KFD 2012). Det är bara Flosjön (Gagnef) och Amungen (Hedemora) som inte har förhöjda sedimenthalter av PAHer i jämförelse med internationella gränsvärden. I Svartån placerades en sedimentfälla, och samtliga PAHer uppmättes i sedimenten som ansamlades i fällan, och halterna för 13 av de 16 analyserade PAHerna överstiger internationella gränsvärden. Summan av PAHer översteg dessutom medianhalten (Fig. 62), vilket tyder på att spridningen av PAHer i Svartån är stor.

De extremt höga halterna av PAHer i *Lyviken* beror på PAH-utsläpp från kreosotimpregneringsverksamheten vid viken. Kreosot består till största del av naftalen. Nästan hälften av PAH-sammansättningen i sedimentprovet

från Lyviken utgörs av naftalen, vilket påvisar att påverkanskällan är impregneringsverksamheten. I *Södra Barken* (Smedjebacken) verkar det som om belastningen av PAHer ökar i jämförelse med Norra Barken (Fig. 62). Vid Södra Barken har det tidigare funnits ett sågverk och Försvaret har haft flygbränsle i bergsrum vid Södra Barken. Dessa två verksamheter har troligtvis spridit PAHer till sjön och PAHerna har ansamlats i sedimenten. Utöver de sjöar som har höga PAH-halter i Kolbäcksåns avrinningsområde har referenssjön *Gipsjön* (Malung-Sälen) förhöjda halter (Fig. 62). Det finns dock en variation mellan de olika proven, men ett medelvärde av proverna från 2009, 2011 och 2014 (4,3 mg/kg TS) är förhöjt i jämförelse med medianhalten (0,9 mg/kg TS; Fig. 62). Precis som för andra ämnesgrupper är det förvånande att det finns förhöjda halter av PAHer i Gipsjön eftersom det inte finns någon känd påverkanskälla. Det finns dock en vik som kallas Båthusviken i nordöstra delen av sjön, och möjligen har tjärbehandling av båtar lett till att PAHer har spridits till sjön och ansamlats i sedimenten.

Andra lokaler som har förhöjda halter av PAH i sediment är Sågdammen (Leksand), Tansån (Falun) och Svartån (Avesta) (Fig. 62). Vid *Sågdammen* och vid *Tansen* uppströms Tansån har det legat sågverk som är troliga påverkanskällor. Uppströms Tansån, i Gopen, har det också tidigare legat en såg och PAH-halterna i Gopen är något förhöjda även där (Fig. 62). Påverkanskällorna för *Svartån* diskuterades i stycket ovan om vattenhalterna av PAH, men det kan bl.a. vara en tidigare impregneringsverksamhet av slipers och stolpar. I Svartån placerades även ut en sedimentfälla. De miljögifter som finns i materialet som sedimenterar i fällan är det föroreningar som antingen tillförts till ytvattnet via dagvattenavrinning eller som blandats upp från sedimenten uppströms. PAH-halten i provet från sedimentfällan är lägre än vad den är i sedimentprovet, men samtliga 16 PAHer har påträffats i sedimentfällan. PAHer sprids därmed vidare nedströms i ån från förorenat dagvatten eller förorenade sediment. I den andra referenssjöns, *Spjutsjön* (Falun), var PAH-halterna förhöjda i provet taget 2009, och provet från 2011 låg i nivå med medianhalten. Det finns ingen känd påverkanskälla vid Spjutsjön som kan förklara halterna.

Biologiska analysmetoder kan användas för att komplettera kemiska analyser av ämnen i miljön. Vid biologiska analysmetoder mäter man inte halter av ämnen utan effekter av dem. Ofta räknas effekterna om till en motsvarande halt, ekvivalenter, av ett ämne, en ämnesgrupp eller en typ av ämnen. En av de biologiska analysmetoder som finns för cancerogena PAHer, PAH CALUX, användes 2011 för sedimentprover i sju lokaler (Fig. 63). Den biologiska responsen på PAHer jämförs med benso(a)pyren, B(a)P, som är modellsubstans för cancerogena PAHer. Av de 16 PAHer som oftast analyseras anses sju av dem vara cancerogena. I PAH CALUX omräknas den biologiska responsen till B(a)P-ekvivalenter, vilket innebär att ämnen som har liknande effekt på cellnivå som B(a)P ger utslag i testet. För PAHer finns det andra PAHer än B(a)P som är mer potenta till att orsaka cancer. En av de 16 PAHer som analyserats, dibenso(a,h)antracen, är fem gånger mer potent (Pieterse m.fl., 2010). Den PAH som är mest cancerframkallande,



Figur 63. Halter av cancerogena PAHer i sediment (mg/kg TS; bruna staplar) och effektbaserad respons för cancerogena PAHer, PAH-CALUX, uppskattat utifrån Benso(a)pyrenekvivalenter (B(a)P-ekv/kg TS; randiga staplar). Fb: fiberbank, ns: nedströms, Väsman 1: Lyviken, Väsman 3: huvudbassängen.

dibenso(a,i)pyren, är tio gånger mer potent att orsaka cancer än B(a)P (Naturvårdsverket, 2007a). Det är ändock B(a)P som är modellsubstans för detta test.

I figur 63 jämförs den effektresponsen från PAH CALUX med halterna av cancerogena PAHer (summa av de sju cancerogena PAHerna). Effektresponsen följer inte mönstret för halterna av cancerogena PAHer (Fig. 63). De högsta halterna av cancerogena PAHer finns i Väsman 1 (Lyviken; Ludvika), men den högsta biologiska responsen, PAH-CALUX, påträffas i sediment från Forssjön (Avesta) (Fig. 63). En annan skillnad i förhållandet mellan halter och effektrespons är att halterna av cancerogena PAHer i Svartån (Avesta) och Väsman 3 (huvudbassängen; Ludvika) är lika stora (2,5, resp. 2,3 mg/kg TS), men effektresponsen är nästan sex gånger större i Svartån än i Väsman 3 (Fig. 63). Skillnaderna mellan uppmätta halter och effektresponsen beror på flera olika saker. Dels kan skillnaden bero på sammansättningen av de cancerogena PAHerna i proverna, som påverkar bindningen till den specifika receptorn i testet och därmed påverka responsen, och dels beror skillnaderna på att vid den kemiska analysen av sedimentprovet analyserades endast sju cancerogena PAHer. Troligen finns det betydligt fler PAHer som har cancerframkallande egenskaper i sedimentproverna vilket kan påverka resultatet. Å andra sidan ska biologiska analysmetoder inte ersätta kemiska analyser, utan tvärtom komplettera genom att visa på biologiska effekter i miljön.

Fisk

PAHer analyserades i fisk i nio lokaler 2009. Av de PAHer som analyserades uppmättes halter bara av PAHer med tre eller fyra kolringar. Detta beror på biotillgängligheten av PAHer. Lättare PAHerna är flyktiga och ansamlas inte i hög grad i vattenlevande djur. De tyngre PAHerna ansamlas heller inte i hög grad i ryggradsdjur på grund av att de kan bryta ner PAHer. Dock blir nedbrytningsprodukterna mer reaktiva molekyler och kan därmed ha större negativ effekt på ryggradsdjuren (Naturvårdsverket, 2007a).

PAH-halterna i fisk variera mellan 3,9 och 240 µg/kg (våtvikt) med högst halter i Dalälven uppströms Långhag (medianhalt: 162 µg/kg). De lokaler som provtagits för analys av PAH i fisk är dock inte de lokaler som har högst halter av PAHer i sediment eller vatten. Eftersom fisk kan bryta ner PAHer motsvarar inte halterna eller PAH-sammansättningen i fiskprover den omgivande vattenmiljön. För att se om fisken är påverkad av PAHer kan man exempelvis mäta EROD-aktivitet i fisklever. EROD är ett avgiftningsenzym som aktiveras när plana molekyler (t.ex. PAHer eller dioxiner och furaner) binder till en specifik receptor i cellen (Ah-receptorn). Enzymet aktiveras för att fisken ska kunna bryta ner de giftiga molekylerna.

Parabener

Parabener analyserades 2005 i vatten- och sedimentprover och nätfiskad abborre i Dalälvens inlopp i Bäsingen och i Bäsingen (Avesta) inom ett nationellt screeningprojekt av parabener.

Inga halter över rapporteringsgränserna uppmättes i vatten eller sediment (0,01 µg/L, resp. 1,0–4,0 µg/kg torrsubstans).

Metyl- och propylparaben uppmättes i fiskprovet från Bäsingen (2,5 och 0,4 µg/kg våtvikt). Parabener har bara analyserats i prover tagna vid ett tillfälle, i en lokal, därför kan inga slutsatser dras. Dock kan man konstatera att rapporteringsgränserna troligen var för höga för vatten- och sedimentprovet eftersom de påträffas i fisk och därmed måste finnas i vattenmiljön.

PCBer

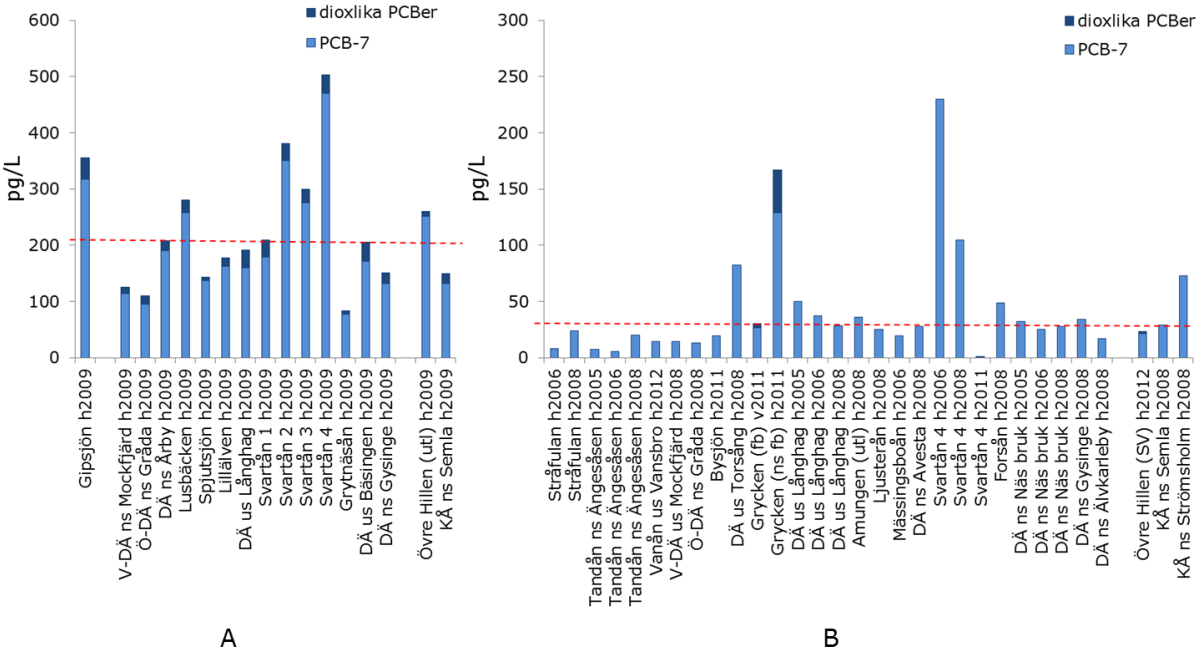
De högsta halterna av PCBer i vatten uppmättes i Svartån. Sedimentprover visar på förhöjda halter i Väsman, Grycken, Övre Hillen och Norra Barken. Halterna i dessa sjöar överstiger kanadensiska gränsvärden. Den skadliga effekten av PCB-föroreningen i sediment är störst i Väsman, Norra Barken och Svartån. Högst halter av PCBer i fisk påträffades i Övre Hillen, men den skadliga effekten hos fisk är störst i Forssjön.

PCBer har analyserats i prov från 60 lokaler vid ett flertal tillfällen sedan 2005.

Vatten

Stickprover av ytvatten för analys av PCBer har tagits i nio lokaler (2006 och 2008) men bara påträffats i Kvarnbäcken uppströms Svartån och i Svartån (Avesta; 14, resp. 8,4 ng/L)).

Passiva provtagare för analys av PCBer har placerats ut i 49 lokaler, och påträffats i samtliga lokaler (Fig. 64). De högsta halterna är uppmätta i prover tagna 2009 (Fig. 64a), oavsett påverkansbilden vilket tyder på skillnader mellan olika analysmetoder. Därför har resultaten delats upp för prover tagna 2009 (Fig. 64a) och övriga år (Fig. 64b) för att möjliggöra jämförelse av resultaten.



Figur 64. Halten av PCBer i ytvatten (pg/L, passiv provtagning) A) prover tagna 2009 och B) prover tagna övriga år. Summan av de sju vanligast förekommande PCBerna (PCB-7, ljusblå del av stapel) och dioxinlika PCBer (mörkblå del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, v: vår, DÄ: Dalälven, V- resp. Ö DÄ: Väster- resp. Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiber-bank, utl: utlopp, SV: sydväst, KÅ: Kolbäcksån. *Notera* att det är olika skalor på y-axlarna.

Högsta halter i prover tagna 2009 påträffades Svartån (Avesta) och Gipsjön (Malung-Sälen), men även i Lusbäcken (Borlänge) och Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken) är halterna något förhöjda (Fig. 64a). Samtliga lokaler, förutom Gipsjön har kända påverkanskällor för PCBer. *Svartån* och *Lusbäcken* är recipienter till ett stort antal påverkanskällor. PCBer kan även ha spridits diffust via läckage från transformatorer vid ställverk och via atmosfärisk deposition. *Övre Hillen* ligger nedströms en större elkraft/verkstadsindustri där PCBer troligen har läckt från framställningsprocesserna av exempelvis transformatorer. PCBer finns även i olika oljor som kan ha läckt vid samtliga recipienter. De höga halterna i *Gipsjön*, som är referenssjö utan känd påverkanskälla, kan inte riktigt förklaras med lokala påverkanskällor annat än spill eller andra olyckor och atmosfärisk deposition.

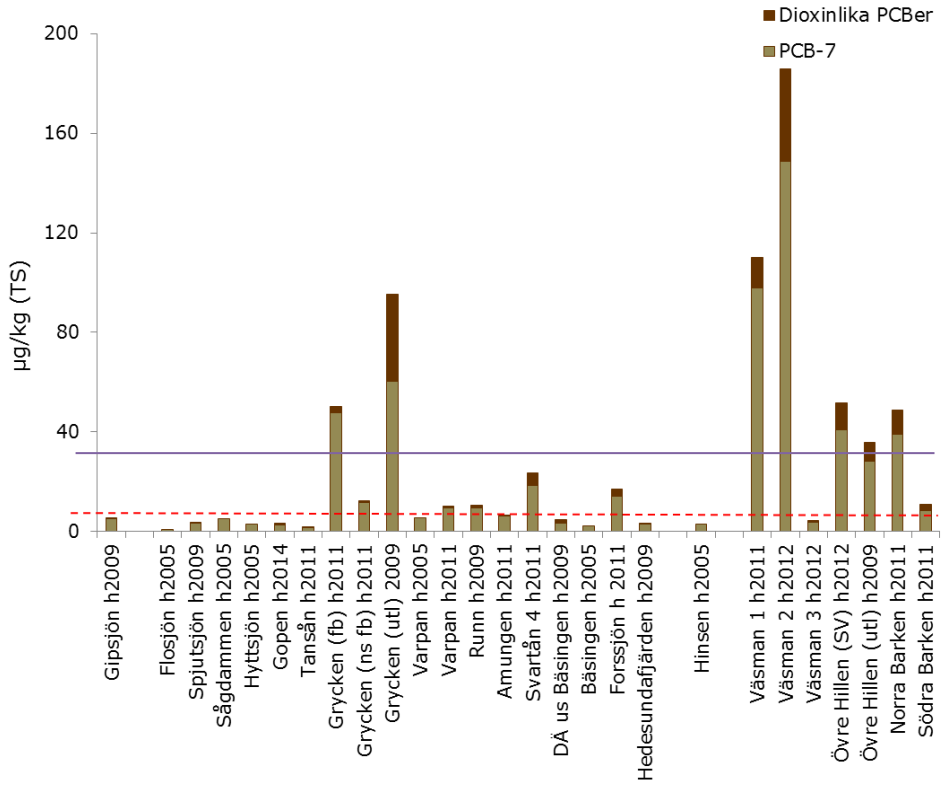
Prover tagna de andra åren påvisade högst halter i Svartån och Grycken (Falun), men även i huvudfåran av både Dalälven och Kolbäcksån (uppströms Torsång, respektive nedströms Strömsholm) (Fig. 64b). Vid *Grycken* finns förutom ett pappersbruk även deponier och ett tidigare beredskapsförråd med drivmedel till Försvaret. Uppströms *Torsång* ligger ett stålverk som tidigare framställde stål, men nu endast valsar och ytbehandlar stål. Utöver det mynnar vattendrag som avvattnar stora industriområden i Borlänge strax uppströms denna punkt. Längs med *Kolbäcksån* finns det många metallindustrier i orterna längs med ån, både järnbruk och ytbehandlare av olika slag, och även kraftstationer med ställverk. Dessa är de huvudsakliga

påverkanskällorna för spridning av PCBer vid denna rinnsträcka av Kolbäcksån.

Fördelningen mellan dioxinlika PCBer och PCB-7 i vattenproverna varierar mellan proverna (Fig. 64). Endast PCB-7 analyserades 2005, 2006 och 2008, men eftersom de dioxinlika PCBerna utgör en liten del av summan av PCBer påverkar det inte resultaten nämnvärt för den totala halten PCBer. Provet från Svartån 4 hösten 2011, består till 100 % av dioxinlika PCBer (Fig. 64b), vilket inte är rimligt eftersom PCB-7 påträffas alltid i högre halter i miljön än dioxinlika PCBer.

Sediment

Sedimentprover för analys av PCBer har tagits i 28 lokaler (2005,2009, 2011, 2012 och 2014) och de har påträffats i samtliga lokaler (Fig. 65). År 2005 analyserades bara PCB-7 i sedimentprover och inga dioxinlika PCBer med undantag för PCB-118 som är dioxinlik, men även en av de sju mest förekommande PCBerna. De högsta halterna av PCBer i sediment har påträffats i Väsman (Ludvika), Grycken (Falun), Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken) och Norra Barken (Smedjebacken) (Fig. 65). De förhöjda halterna av PCBer i *Väsman* kommer troligen från en elkraft/verkstadsindustri som tillverkat



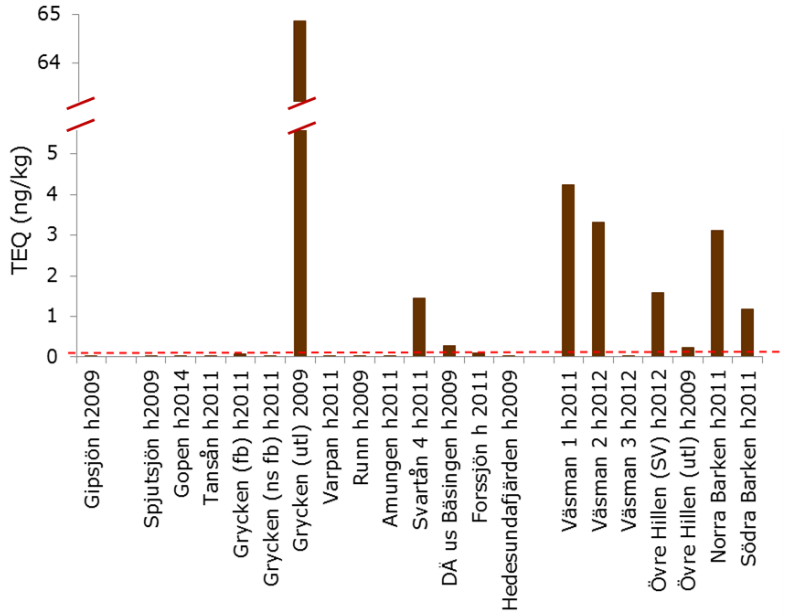
Figur 65. Halten av PCBer i sediment (mg/kg torrsubstans, TS). Summan av de sju vanligast förekommande PCBerna (PCB-7, ljusbrun del av stapel) och dioxinlika PCBer (mörkbrun del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den lila heldragna linjen visar kanadensiska gränsvärdet för PCBer i sediment (CCME 2009), h: höst, ns: nedströms, fb: fiberbank, utl: utlopp, SV: sydväst, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng.

elkraftsutrustning under lång tid och där isolerings- och hydrauloljor används i produktionen. Dessa oljor innehöll tidigare PCBer på grund av deras höga isoleringsförmåga och tålighet för höga temperaturer. PCB-halten är högre i Väsman utanför Lyviken än i Lyviken (Fig. 65), vilket kan tyda på att det skett utsläpp både till Lyviken och till Väsmans huvudbassäng. Det har även skett omfattande drivmedelshantering vid bangårdsområdet i Ludvika vid Väsman. Spill och oaktsam hantering av olika typer av olja kan ha lett till förorening av bl.a. PCBer i Väsman. Halterna i *Grycken* är högre i provet taget i fiberbanken än precis nedströms fiberbanken vilket tyder på att fibrerna är PCB-förorenade (Fig. 65). Halterna är dessutom högre vid sjöns utlopp och andelen av dioxinlika PCBer är större vid sjöns utlopp (Fig. 65), vilket kan tyda på en annan föroreningskälla nedströms fiberbankarna från pappersbruket. Vid bottenfaunaprovtagning inom Dalälvens samordnade recipientkontrollprogram (SRK) noterades det vid provtagningen 2012 att sedimenten hade en stark oljelukt (Jonsson, 2013). Detta ledde till att kommunen genomförde en provtagning av sediment för analys av flera olika ämnesgrupper (alifater, PAHer, PCBer, BTEX, mm). Resultaten bekräftar oljelukten med påträffade halter av alifater (C8-C35), aromater (>C16-C35) och bensen i sedimentprover (Johansson, 2015). Rapporteringsgränser för PCBer var mycket högre (ΣPCB-7: 0,87 mg/kg) än halterna som påträffats tidigare i Grycken (ΣPCB-7: 0,013 - 0,095 mg/kg; Fig. 65), vilket gör att resultaten inte kan bidra till att förklara problemet. Möjliga påverkanskällor till oljeföroreningen är bränslehantering vid drivmedelsdepåer i närheten av sjöns östra delar, eller en kraftledning som leds ner från luftledning ner i sjön till andra sidan sjön. Tidigare var kraftledningar oljefyllda och olja innehöll PCBer. De förhöjda halterna i *Övre Hillen* kan troligen kopplas till samma påverkanskällor för Väsman. Dessutom ligger ett avloppsreningsverk vid Gårlången, mellan Väsman och Övre Hillen som är mottagare av vatten från olika verksamheter i Ludvika. Processvatten från elkrafts/verkstadsindustrin har letts till avloppsreningsverket, men även till Marnästjärn som mynnar ut i Övre Hillens sydvästra del, vilket kan förklara PCB-halterna i sjöns sediment. Vid *Norra barken* ligger en stålindustri som är en trolig källa till de förhöjda PCB-halterna i sjöns sediment. Stålindustrier har flera ställverk eller andra elkraftsinstallationer som kan läcka PCBer ur dess isoleringsoljor, men det kan även vara PCBer i olika oljor som används inom processerna vid ståltillverkningen som har spridits till sjön med processvatten.

Kanadensiska gränsvärden för PCBer i sediment är 34 µg/kg (TS) (CCME 2009). Halterna i Väsman, Grycken, Övre Hillen och Norra barken ligger över denna gräns (Fig. 65). Detta innebär att det finns risk för negativa effekter på de bottenlevande djuren i dessa sjöar.

Sedimentfällor användes 2011 i Österdalälven nedströms Insjön (Leksand) och Svartån (Avesta), men inga PCBer detekterades över rapporteringsgränserna för respektive PCB-kongen som analyserades (3,5 ng/kg – 2,1 µg/kg).

Den skadliga effekten av dioxinlika PCBer kan uppskattas med toxisk ekvivalens (TEQ). Den toxiska ekvivalensen beräknas utifrån olika dioxinlika PCB-



Figur 66. Toxicitetsekvivalenter (TEQ) av dioxinlika PCBer i sediment (ng TEQ/kg torrsubstans). De tolv dioxinlika PCBer som analyserats har toxiska ekvivalensfaktorer (TEF) som beskriver hur giftiga de är i förhållande till den giftigaste kongenen (2,3,7,8-TCDD). Summan av ett sedimentprovs TEF:ar är toxicitetsekvivalenten TEQ. För förklaring av förkortningarna till respektive lokal se figurtext till figur 65. *Observera* att y-axeln är kapad.

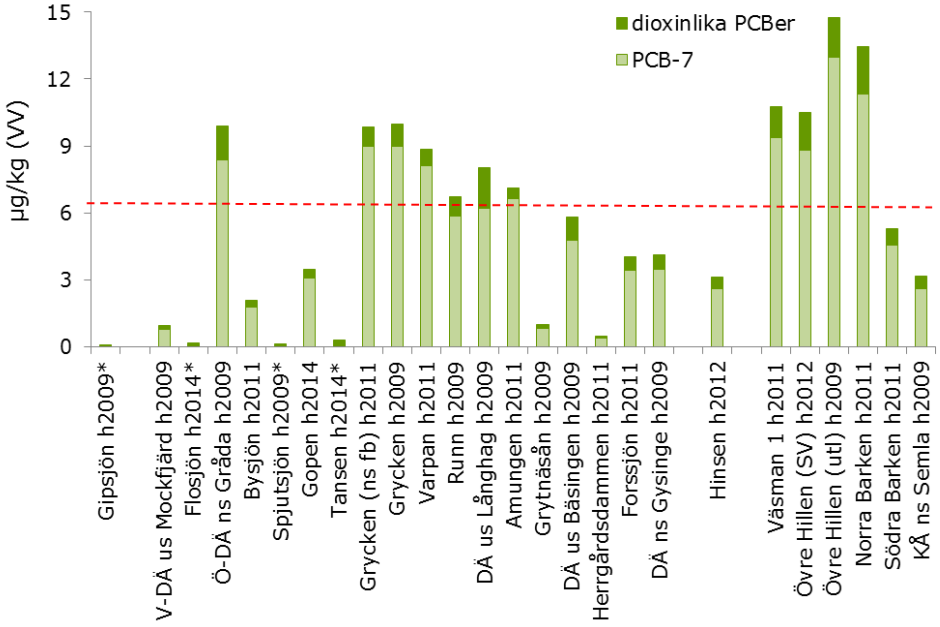
kongeners ekvivalensfaktorer (TEF) vilka uppskattats i förhållande till den mest toxiska dioxinkongenen, 2,3,7,8-TCDD, se s. 52 om dioxiner och furaner (van den Berg m.fl. 2006). Det finns tolv dioxinlika PCBer som har TEFar. För att uppskatta den negativa effekten på bottenlevande djur är TEQ-halten ett mer användbart mått (Fig. 66) än den uppmätta halten (Fig. 65).

I figur 66 redovisas TEQ-halterna för dioxinlika PCBer. Provet från Grycken hösten 2009 sticker ut kraftigt (notera att y-axeln är kapad), och den är betydligt högre än TEQ-halter från proverna tagna 2011 i Grycken. PCB-halten i sediment från Grycken är betydligt högre än de andra två proverna (Fig. 65), och detta ger en större beräknad giftighet (TEQ-halt; Fig. 66). Däremot beror den högre TEQ-halten på att i provet från Gryckens utlopp uppmäts PCB-kongenen 126. Denna kongen är mycket mer giftig än de andra PCBerna, vilket påverkar TEQ-halten för provet från Gryckens utlopp. Att PCB-126 påträffas vid Grycken utlopp vid ett tidigare provtagningstillfälle än de två andra sedimentproverna från sjön kan dels bero på olika analysmetoder, men också på att PCB-föroreningarna kan se olika ut i olika delar av sjön beroende på påverkansbilden. Som nämnts ovan har oljehaltigt sediment påträffats vid sjöns södra delar.

Den uppskattade skadliga effekten av sedimentproverna i Kolbäcksån är som högst i Väsman och Norra Barken (Fig. 66).

Fisk

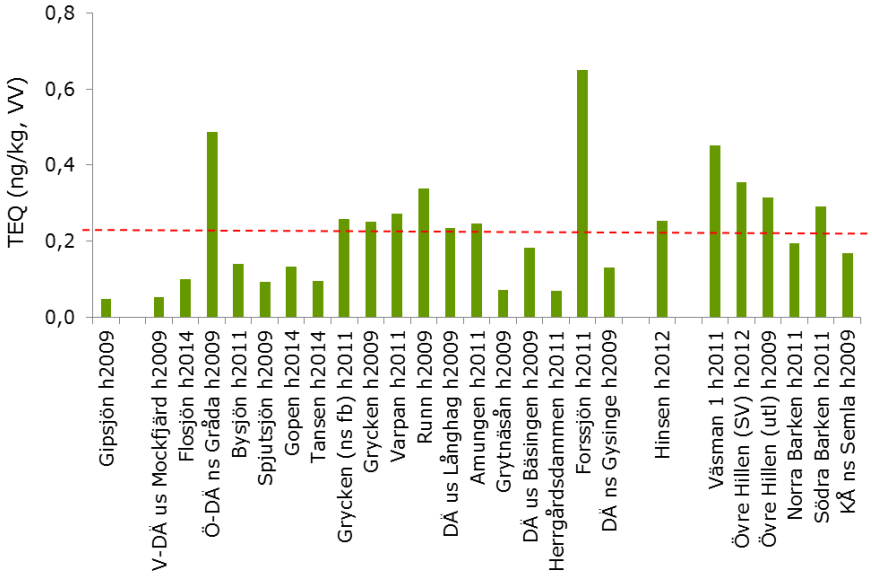
Nätfiske av abborre för analys av PCBer har utförts 24 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014, och PCBer har påträffats i samtliga fiskprover (Fig. 67). De



Figur 67. PCB-halter i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt, VV). Summan av de sju vanligast förekommande PCBerna (PCB-7, ljusgrön del av stapel) och dioxinlika PCBer (mörkgrön del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, utl: utlopp SV: sydväst, *: PCB-7 har inte analyserats i fiskprover.

högsta halterna av PCBer uppmättes i fisk från Övre Hillen (Ludvika/Smedjebacken), Norra Barken (Smedjebacken), Grycken (Falun) och Österdalälven nedströms Gråda (Leksand/Gagnef) (Fig. 67). Att halterna är förhöjda i fisk från Österdalälven vid *Gråda* är förvånande, eftersom det inte finns någon känd påverkanskälla i direktanslutning till älven. Det är dock inte bara halterna av PCBer som är förhöjda i fisk från denna lokal utan även halter av bromerade flamskyddsmedel (Fig. 31), dioxiner och furaner (Fig. 39) och DDT (Fig. 52). Samtliga ämnesgrupper som är förhöjda i fisk från lokalen nedströms Gråda skulle kunna kopplas till en äldre verksamhet, som t.ex. en deponi, men påverkanskällan är som sagt okänd och det behöver utredas vidare vad de förhöjda halterna kan bero på. Påverkanskällorna för de andra lokalerna som har förhöjda halter är samma som diskuteras ovan i styckena om uppmätta halter i vatten och sediment.

Fiskproverna från Varpan (Falun) och Dalälven uppströms Långhag (Säter) har något förhöjda halter (Fig. 67). Den troligaste påverkanskällan för *Varpan* är Grycken som ligger uppströms. Vid *Långhag* finns det en kraftstation med ett större ställverk, och en möjlig påverkanskälla skulle kunna vara elkraftsutrustning som läckt PCB till närliggande vatten. Abborrarna från Långhag tillhör de fiskprover som har de högsta halterna av dioxinlika PCBer (Fig. 67; den mörkgröna delen av stapeln), vilket även abborrar från Österdalälven nedströms Gråda har och flera sjöar längs med Kolbäcksån (Fig. 67).



Figur 68. Toxicitetsekvivalenter (TEQ) av dioxinlika PCBer i fisk (ng TEQ/kg våtvikt). Den röda streckade linjen visar medianhalten. För beskrivning av TEQ, respektive förklaring av förkortningarna till respektive lokal se figurtext till figur 66, respektive 67.

Den skadliga effekten av dioxinlika PCBer som abborrar i Dalarnas sjöar och vattendrag kan ha på predatorer (t.ex. större abborrar, gädda, rovfågel, utter och även människa) beror på sammansättningen av de dioxinlika PCB-kongenerna. Precis som för sediment räknar man ut toxicitetsekvivalenser för fisk (TEQ) utifrån kongenernas uppskattade giftighet (Fig. 68).

Fiskproverna från Forssjön (Avesta), Österdalälven nedströms Gråda och Väsman kan utgöra den största negativa påverkan på fiskpredatorer (Fig. 68). Kanadensiska gränsvärden för dioxinlika PCBer i fisk att skydda predatorer är 0,79 ng TEQ/kg våtvikt för däggdjur och 2,4 ng TEQ/kg våtvikt för Fåglar (CCME 2001b). TEQ-halten för dioxinlika PCBer i fisk från Forssjön (0,65 ng TEQ/kg våtvikt) är i nivå med det kanadensiska gränsvärdet.

Dioxiner, furaner och dioxinlika PCBer

TEQ-halterna för dioxinlika PCBer (Fig. 68) kan adderas med TEQ-halterna för dioxiner och furaner (Fig. 40) för att uppskatta den negativa effekten av fisk för dioxinlika föroreningar. Abborrar från Grycken, Varpan och Forssjön har de högsta TEQ-halterna för dioxinlika föreningar (1,6, 0,98, resp. 0,94 ng TEQ/kg våtvikt). Gränsvärdet för dioxinlika föreningar inom vattendirektivet är satta för att skydda vattenlevande organismer (6,5 ng TEQ/kg våtvikt; HaV 2015), och det är baserat på gränsvärden för livsmedel för att skydda människors hälsa (EU Kommissionen, 2011). Samtliga fiskprover ligger under detta gränsvärde.

Perfluorerade ämnen

Perfluorerade ämnen (PFAS) påträffades i högst halter i fisk från Bysjön, Forssjön och Amungen, och halterna i fisk från Bysjön överstiger vattendirektivets gränsvärde.

Perfluorerade ämnen har provtagits i 25 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014).

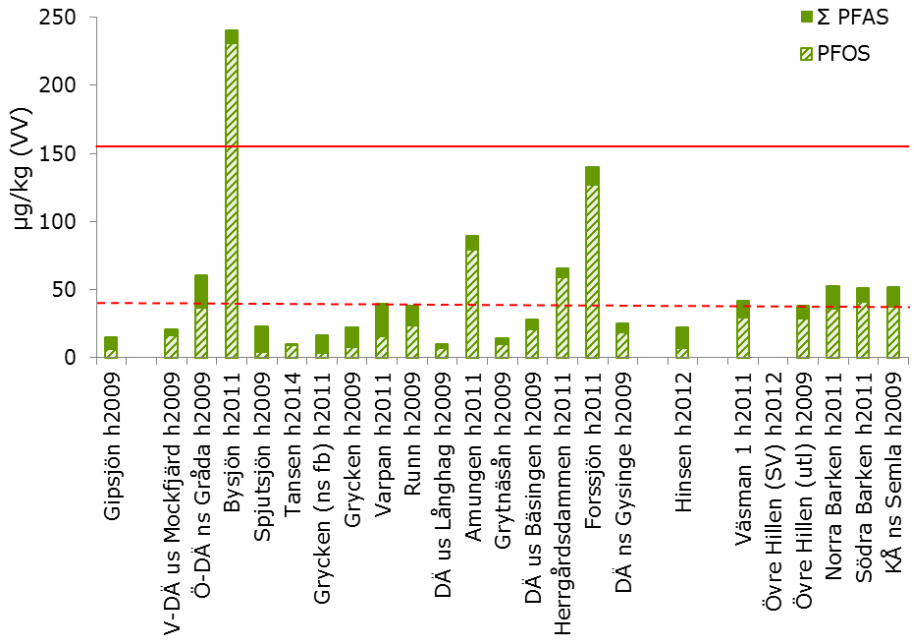
Vatten
Passiva provtagare har lagts ut i tio lokaler (2009 och 2011), och PFAS har påträffats i samtliga lokaler. Däremot har resultaten från laboratorierna endast levererats som totalhalter, d.v.s. den mängd PFAS som ansamlats i provtagaren under tiden den legat i vattnet. Upptaget i den passiva provtagare beror på flera olika faktorer (se avsnittet om provtagning, s. 36) och för att kunna jämföra olika prov måste den ansamlade mängden i provtagaren omräknas till halter i det omgivande vattnet. Eftersom detta inte är utfört går det inte att jämföra de olika provtagningslokalerna med varandra. Det kan dock vara värt att notera att den största mängden av PFAS har påträffats i provtagare som legat i Bysjön (Borlänge; data visas inte här).

Det kan kort nämnas att Naturvårdsverket genomförde en screening av PFAS i yt- och grundvatten 2015 (Naturvårdsverket 2016). Vid denna provtagning togs stickprover i nio lokaler i Dalarna som var recipienter till brandövningsplatser, deponier, reningsverk, pappersbruk och vid platser där det sker en betydande användning av fluorinnehållande skidvalla. PFAS påträffades i samtliga prover (0,20-25 ng/L ΣPFAS), men högst halter påträffades i Svartån (Avesta). Halterna av PFOS var förhöjda i jämförelse med vattendirektivets gränsvärde (0,63 ng/L; HaV 2015) i Svartån och Forssjön (Avesta). Vid Svartån finns det en brandövningsplats men även ett stort antal olika pågående verksamheter som kan sprida PFAS till ytvattnet. Vid Forssjön ligger ett pappersbruk som producerar kartong och finpapper, och troligen har PFAS ingått i bestrykningsmedel som använts vid ytbehandling av papper.

Sediment
Sedimentprover har tagits i två lokaler (Bysjön, Borlänge, och Svartån, Avesta; 2011) för analys av PFOS och PFOA, men inga halter uppmättes över rapporteringsgränsen (0,1 mg/kg, TS).

Fisk
Nätfiske av abborre för analys av PFAS har utförts 23 lokaler (2009, 2011, 2012 och 2014), och de har påträffats i samtliga fiskprover (Fig. 69). Det är en sjö som utmärker sig i underlaget, Bysjön (Borlänge), med mycket höga halter av PFOS i fisk (Fig. 69). Vid *Bysjön* ligger en deponi där brandsläckningsövningar har pågått under lång tid med PFOS-innehållande skum. Bysjön är en förhållandevis liten sjö, och har ett litet avrinningsområde, vilket har lett till höga halter av PFOS i vattnet som har tagits upp i fisken. PFOS-halterna i Bysjön (231 µg/kg våtvikt, lever) är mer än tio gånger högre än medianhalten (21,0 µg/kg våtvikt, lever) för de sjöar och vattendrag som har provtagits (Fig. 69).

Andra sjöar som har förhöjda halter av PFAS, särskilt PFOS, är Forssjön (Avesta) och Amungen (Hedemora). Vid *Forssjön* ligger det två deponier som diffust kan ha spridit PFAS till Forssjön via lakvatten. En annan möjlig påverkanskälla är ett pappersbruk som producerar kartonger. PFOS skulle



Figur 69. Halter av perfluorerade ämnen i fisk (nätfiskad abborre, µg/kg våtvikt i lever, VV). Summan av 15 perfluorerade ämnen (Σ PFAS, mörkgrön stapel) och PFOS (randig del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den röda heldragna linjen visar vattendirektivets gränsvärde för PCBer i sediment (HaV 2015), h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, utl: utlopp SV: sydväst.

kunna ha ingått i bestrykningsmedel som kartongpappret har behandlats med. Vid *Amungen* har två större stålindustrier legat, varav en nyligen har lagt ner. Perfluorerade ämnen förekommer i olika processkemikalier för deras ytaktiva egenskaper inom stålproduktion. Det finns även ett antal deponier runt Amungen som diffust kan sprida PFAS via lakvattnet till närliggande ytvatten. Även i *Herrgårdsdammen* (Hedemora) är fiskhalterna av PFAS något förhöjda. Påverkanskällan för Herrgårdsdammen kan möjligen vara gruvverksamheten uppströms. Abborrar från Österdalälven nedströms *Gråda* (Leksand/ Gagnef) har något förhöjda halter i jämförelse med medianhalten (Fig. 69). PFAS-halterna i fisk från Gråda är inte anmärkningsvärt förhöjda, utan det som bör noteras är att abborrarna från denna lokal har förhöjda halter av flera olika organiska miljögifter (bl.a. PBDE, dioxiner och furaner, DDT och PCBer). Detta trots att det inte finns någon känd lokal påverkanskälla. Provet från Tansen 2014 analyserades bara på fem olika PFAS till skillnad från de andra åren då 15 olika perfluorerade ämnen analyserades. Detta påverkar totalhalten för detta prov i jämförelse med de andra provtagningslokalerna (Σ PFAS; Fig. 69).

Gränsvärdet för PFOS inom vattenförvaltningen är angett för muskel (9,1 µg/kg våtvikt, muskel; HaV 2015), men oftast analyseras PFAS i lever p.g.a. att denna ämnesgrupp ansamlas i proteinrika vävnader som lever. Naturhistoriska riksmuseet har tagit fram en omräkningsfaktor mellan muskel och

lever (Faxneld m.fl., 2014). Halterna av PFOS i fisk från Bysjön (231 µg/kg våtvikt, lever) är förhöjda i jämförelse med det justerade gränsvärdet för abborre (155 µg/kg våtvikt, lever; Faxneld m.fl. 2014). Halterna i fisk från Forssjön (127 µg/kg våtvikt, lever) ligger ganska nära gränsvärdet.

Därutöver kan det tilläggas att under 2015 analyserades PFAS i ett 30-tal trafikdödade uttrar. De högsta halterna av perfluorerade ämnen uppmättes i uttrar som påträffats i närheten av Forssjön (opublicerade data). Uttrar är en av få landlevande toppredatorer i sötvatten, och deras födointag består till 80 % av fisk. De uttrar som påträffats i närheten av Forssjön har troligen ätit fiskar från Forssjön. Även en utter från Lima hade förhöjda halter av PFAS i jämförelse med andra trafikdödare uttrar i länet.

Siloxaner

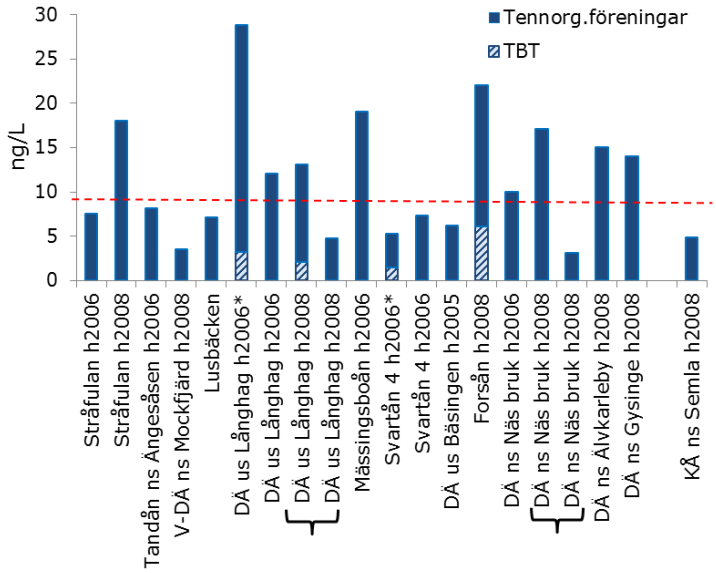
Siloxaner provtogs 2004 i sediment och nätfiskad abborre i två lokaler (Venjansjön, Mora och Bäsingen, Avesta). Inga halter uppmättes i halter över rapporteringsgränsen (0,2-50 µg/kg torrsubstans, resp. 0,3-5,0 µg/kg våtvikt).

Det finns en vetenskaplig studie om bioackumulering av siloxaner i fisk från tolv svenska sjöar där Främbyviken i Runn (Falun), Gipsjön (Malung-Sälen) och Spjutsjön (Falun) ingår (Kierkegaard, m.fl. 2013). I studien ingår sex sjöar som är recipienter till avloppsreningsverk (ARV) och sex referenssjöar som inte är recipienter till ARV. Runn var en av recipienter till ARV och halterna i abborrar från Runn (14,4 µg/kg våtvikt) var de högsta för samtliga recipienter. Halterna varierade från 0,8 till 14,4 µg/kg våtvikt. Gipsjön och Spjutsjön var två av referenssjöarna och halterna i abborre från dessa sjöar var under rapporteringsgränsen (0,12–0,60 µg/kg våtvikt), vilket de var i samtliga referenssjöar. Även sedimentprover togs i recipienterna till ARV och högst halter uppmättes även de i Runn (880 ng/kg TS). Sedimenthalterna i recipienterna varierade mellan 0,9 och 880 ng/kg TS. Slutsatsen är att ARV blir punktkällor för spridning av siloxaner till vattenmiljön, och att omfattningen av föroreningen beror både på antalet anslutna hushåll till ARV, men också på hur recipienten ser ut. Främbyviken i Runn är recipient till ett ARV med många anslutna hushåll och viken är förhållandevis liten. Därmed blir inte utspädningen av föroreningar så stor, vilket kan leda till förhöjda halter även av andra miljögifter.

Tennorganiska föreningar

Tennorganiska föreningar påträffades i högst halter i vatten i Dalälven uppströms Långhag. De högsta sedimenthalterna av tennorganiska föreningar har uppmätts i Väsman och Norra Barken. Halterna i sediment är i nivå med halter där negativa effekter uppmätts i bottenlevande djur.

Tennorganiska föreningar har analyserats i prover från 51 lokaler sedan 2005. Det är tributyltenn (TBT) och dess nedbrytningsprodukter monobutyltenn (MBT) och dibutyltenn (DBT) som har analyserats.



Figur 70. Tennorganiska föreningar i ytvatten (ng/L, stickprov). Summan av tennorganiska föreningar (mono-, di-och tributyltenn; blå del av stapeln) och TBT (tributyltenn, randig del av stapeln). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V-DÄ: Västerdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, KÅ: Kolbäcksån, *: provet har filtrerats (0,45 µm) innan analys, }: proverna är tagna vid samma tillfälle.

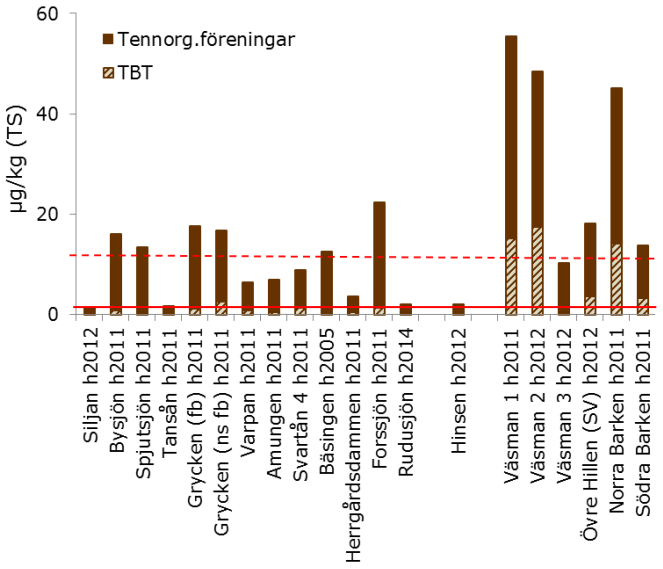
Vatten

Ytvatten har provtagits med stickprov i 21 lokaler (2005, 2006 och 2008), och har påträffats i 13 lokaler (Fig. 70). Den högsta halten har påträffats i Dalälven uppströms Länghag (Säter). Halterna varierar dock mycket mellan prover från samma provtagningslokal och provtagningstillfälle. Två stickprover togs i Dalälven uppströms Länghag och Näs bruk (Avesta) vid samma tidpunkt hösten 2008 och halterna skiljer sig ganska mycket åt (Fig. 70). På grund av stora skillnader mellan proverna behövs ett betydligt större dataunderlag för att kunna dra slutsatser om eventuella lokala påverkanskällor.

Ytvatten för analys av TBT har provtagits med passiva provtagare i 29 lokaler (2011 och 2012), men inga halter har påträffats över rapporteringsgränsen (0,56 ng/L).

Sediment

Sedimentprover för analys av tennorganiska föreningar har tagits i 20 lokaler (2005, 2011, 2012 och 2014) och de har påträffats i 17 lokaler (Fig. 71). De högsta halterna har påträffats i Lyviken, precis utanför Lyviken i Väsman (Ludvika) och i Norra Barken (Smedjebacken) (Fig. 71). Vid Lyviken i *Väsman* har en impregneringsanläggning varit verksam under lång tid. Det är i huvudsak kreosotimpregnering, men resultaten tyder på att det även har förekommit impregnering med tennorganiska produkter. Vid *Norra Barken* har det tidigare legat ett sågverk med pentaklorfenoldoppning. Möjligen har det även skett impregnering med tennorganiska föreningar. Tennorganiska



Figur 71. Halter av tennorganiska föreningar i sediment (µg/kg torrsubstans, TS). Summan av tennorganiska föreningar (mono-, di och tributyltenn; brun stapel) och tributyltenn (TBT; randig del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten. Den röda heldragna linjen visar vattendirektivets gränsvärde för TBT i sediment (HaV 2015), h: höst, DÄ: Dalälven, V- & Ö-DÄ: Väster- & Österdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, fb: fiberbank, Väsman 1: Lyviken, Väsman 2: utanför Lyviken, Väsman 3: huvudbassäng, SV: sydväst.

föroreningar användes tidigare som impregneringsmedel av virke vid sågverk (Naturvårdsverket 2010b). Ytterligare en trolig påverkanskälla för båda sjöarna är småbåtshamnar där fritidsbåtar kan ha varit behandlade med båtbottenfärger innehållande TBT.

Forssjön (Avesta) har något förhöjda halter av tennorganiska föreningar i sedimenten, med en dubbelt så hög halt som medianhalten (Fig. 71). Vid Forssjön finns det ingen känd tidigare impregneringsverksamhet, möjligen har virke som varit impregnerat med tennorganiska föreningar använts som pappersråvara och sedan har utsläpp av fibrer förorenat sedimenten med TBT och dess nedbrytningsprodukter. Vid *Grycken* (Falun) har det heller inte funnits någon impregneringsverksamhet, men precis som vid Forssjön har det framställts pappersmassa och möjligen har föroreningen av tennorganiska föreningar en liknande spridningsväg som vid Forssjön.

Halterna av TBT i sediment i Väsman, Övre Hillen, Norra Barken, Södra Barken och Grycken överstiger vattendirektivets gränsvärde (1,6 µg/kg TS; HaV 2015). Sedimenthalterna av TBT i Väsman och Norra Barken ligger i nivåer med sediment utanför kända punktkällor i Östersjön där reproduktionsstörningar hos bottenlevande djur har uppmätts (Löf m.fl. 2010).

Fisk

Tennorganiska föreningar analyserades 2009 i fisk i tre lokaler (Spjutsjön och Grycken i Falu kommun och i Grytnäsån i Avesta kommun), men inga halter över rapporteringsgränserna för MBT, DBT eller TBT uppmättes (<2,0 µg/kg våtvikt).

Övrigt

I detta avsnitt presenteras resultaten för olika ämnen indelade utifrån deras användningsområden; bekämpningsmedel, komplexbildare och läkemedel.

Bekämpningsmedel

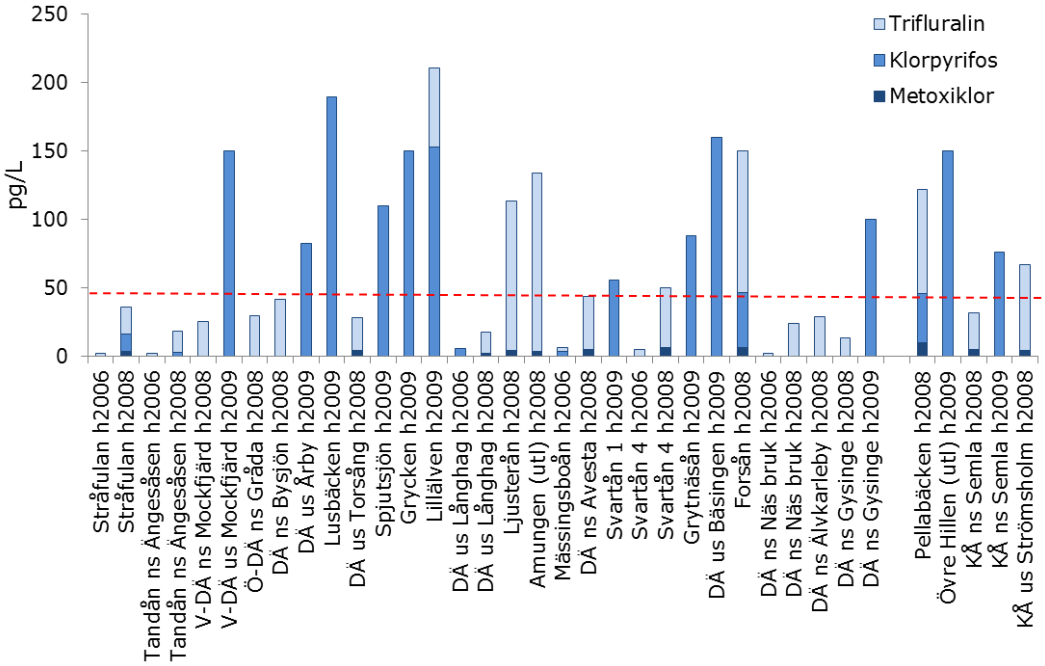
Flest bekämpningsmedel i ytvatten har påträffats i vattenprover från Svartån och Lusbäcken.

Bekämpningsmedel har analyserats i prov från 59 sjöar och vattendrag sedan 2005.

Vatten

Stickprover av ytvatten har tagits i 47 sjöar och vattendrag. Det är bara i Runn (Falun) i Främbyviken som bekämpningsmedel har påträffats i stickprov (myggmedlet DEET; 0,002 µg/L). Denna vik av Runn är recipient till ett avloppsreningsverk.

Passiva provtagare har placerats i 52 provtagningslokaler sedan 2006 och i 27 av dessa lokaler har bekämpningsmedel påträffats (Fig. 72). Halterna och även vilka bekämpningsmedel som påträfas varierar mellan de olika provtagningslokaler, och även i samma lokal mellan olika år. Därför är det svårt att dra några slutsatser utifrån dataunderlaget. Vid provtagningen 2009 uppmättes fler bekämpningsmedel än de som redovisas i figur 72 (Tab. 2).



Figur 72. Bekämpningsmedel i ytvatten (pg/L, passiv provtagning). Tre bekämpningsmedel har uppmätts (metoxiklor, mörkblå del av stapel; klorpyrifos, blå del av stapel; trifluralin, ljusblå del av stapel). Den röda streckade linjen visar medianhalten, h: höst, DÄ: Dalälven, V-DÄ: Västerdalälven, us: uppströms, ns: nedströms, utl: utlopp, KÅ: Kolbäcksån.

Tabell 2. Bekämpningsmedel som ansamlats i de passiva provtagarna vid provtagning av ytvatten 2009. DÄ: Dalälven, V-, resp. Ö-DÄ: Väster-, resp. Österdalälven, h: höst, us: uppströms, ns: nedströms.

Lokal	Alaklor	Atrazin	Diuron	MCPA	Simazin	Tifensulfuronmetyl
V-DÄ us Mockfjärd h2009		x			x	
Ö-DÄ ns Gråda h2009		x			x	
DÄ us Årby h2009		x			x	
Lusbäcken h2009		x	x		x	x
Lillälven h2009		x			x	
DÄ us Långhag h2009		x			x	
Svartån 1 h2009		x			x	
Svartån 2 h2009		x			x	x
Svartån 3 h2009		x			x	
Svartån 4 h2009		x			x	x
Grytnäsån h2009		x		x	x	
DÄ us Bäsingen h2009		x			x	
DÄ ns Gysinge h2009	x					

För dessa ämnen har analyslaboratoriet inte lyckas omräkna de ansamlade mängderna i provtagarna till halter i vattenfasen, och därför kan inte halter redovisas. Tabell 2 redovisar de ämnen som påträffats. De bekämpningsmedel som påträffats (Fig. 72 och Tab. 2) är medel mot ogräs i odlingar, på industritomter eller banvallar och i skogsbruk (trifluralin, alaklor, atrazin, diuron, MCPA, simazin och tifensulfuronmetyl), eller i medel mot skadeinsekter inomhus (klorpyrifos och metoxiklor). Samtliga bekämpningsmedel, förutom MCPA är förbjudna att använda i Sverige, och vissa har varit det i snart 40 år. MCPA var tidigare förbjudet, men har fått förnyat godkännande p.g.a. EU-krav. Eftersom alla bekämpningsmedel förutom MCPA är förbjudna borde de inte längre spridas till närliggande ytvatten, men dessa ämnen är svårnedbrytbara och sprids diffust till miljön med atmosfärisk deposition från andra länder där preparaten fortfarande är tillåtna. Förorenad mark från tidigare användning av bekämpningsmedlen är också en mycket trolig påverkanskälla.

Samtliga bekämpningsmedel som påträffats, förutom metoxiklor och tifensulfuronmetyl, har gränsvärden eller klassgränser inom vattenförvaltningen. Ingen av ämnena överstiger dess gränsvärde/klassgräns. Halterna visar dock bara den biotillgängliga halten och inte totalhalten, vilken gränsvärden och klassgränser representerar (HaV 2015).

Vattenproverna för analys av bekämpningsmedel är främst tagna i större vattendrag eller i sjöar med i huvudsak andra påverkanskällor än odlingar med användning av växtskyddsmedel.

År 2009 provtogs vatten med stickprover i mindre recipienter till plantskolor. I dessa prover påträffades fyra olika svampmedel och två ogräsmedel

(data redovisas inte här). Detta visar att bekämpningsmedel sprids till närliggande vatten från dessa typer av verksamheter.

Det behövs ytterligare provtagningar av vatten som kan påverkas av bekämpningsmedel från jord- eller skogsbruk. Från och med 2016 kommer fem recipienter till jordbruksmark i odlingsintensiva delar av länet att ingå i ett regionalt övervakningsprogram för bekämpningsmedel i ytvatten som kommer att pågå till 2021.

Sediment
Sedimentprovtagning för analys av bekämpningsmedel har tagits i 23 lokaler (2005, 2009, 2011 och 2014), men det har bara påträffats i en lokal, Södra Barken (Smedjebacken; 0,04 mg/kg TS). Ämnet som uppmätts är AMPA, som är nedbrytningsprodukten till ogräsbekämpningsmedlet glyfosat. Runt sjön finns det en del åkermark som kan vara en trolig påverkanskälla för glyfosat.

Fisk
År 2005 analyserades biocider i abborrar. I grupperingen biocider ingick även parabener och triklosan, vars resultat har presenterats i respektive ämnesgrupps avsnitt. Det var fem stycken bekämpningsmedel som ingick i biocidanalysen i fisk från Bäsingen, men ingen av dem har påträffats över rapporteringsgränserna (0,5- 10 µg/kg våtvikt).

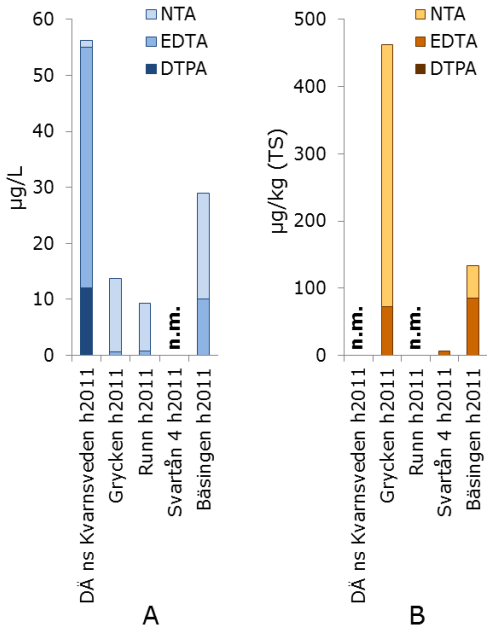
Komplexbildare
Komplexbildare har påträffats i högst halter i både vatten och sediment i recipienter till avloppreningsverk och pappersbruk (Runn och Bäsingen, resp. Dalälven och Grycken).

Komplexbildare har analyserats i prover från 21 sjöar eller vattendrag 2011 och 2012.

Vatten
Stickprover i ytvatten har tagits i fyra lokaler, där två är recipienter till större kommunala reningsverk (Runn, Falun; och Bäsingen; Avesta) och två är recipienter till pappersbruk (Dalälven nedströms Kvarnsveden, Borlänge; och Grycken, Falun). Av de fem komplexbildare som analyserades har tre påträffats i Dalälven, och två av dem i de andra provtagningslokalerna (Fig.73a).

Högst totalhalt i vatten uppmättes i Dalälven nedströms Kvarnsveden. Dalälven är en stor vattenvolym och har relativt högt flöde vilket borde leda till en stor utspädning av eventuella utsläpp av miljögifter. Trots detta är halterna högst i denna provtagningslokal (Fig.73a), vilket kan tyda på betydande användning av komplexbildare vid pappersbruket och därmed stora utsläpp.

Sediment
Sedimentprover har tagits i 20 lokaler för analys av komplexbildare, och det har påträffats komplexbildare i tre lokaler (Fig.73b). De högsta halterna i sediment uppmättes i Grycken (Fig.73b). Precis som för vattenproverna (Fig.73a) är halterna för sedimentproverna näst högst i Bäsingen (Fig.73b).



Figur 73. Komplexbildare i ytvatten (A; µg/L, stickprov) och i sediment (B; µg/kg torrsubstans), n.m.: prov för analys har inte tagits i lokalen (not meassured). *Notera* att det är olika skalor på y-axlarna.

Uppströms Bäsingen ligger ett större avloppsreningsverk som är en punktkälla för den diffusa spridningen av komplexbildare från samhället och industrierna.

De högsta halterna i ytvatten har påträffats i Dalälven nedströms Kvarnsveden (Fig.73a), men inga analyser av sediment har utförts vid denna lokal p.g.a. att det är svårt att sedimentprover i ett vattendrag med så pass högt flöde. Provet från Dalälven är det enda där DTPA uppmättes (Fig.73).

Läkemedel

Läkemedel har påträffats i fisk i Runn som är recipient till ett större avloppsreningsverk.

Vatten

Vattenprov med stickprovet för analys av klorhexidin togs 2010 i Runn, men det uppmättes inte över rapporteringsgränsen (<0,01 µg/L). Klorhexidin används främst inom sjukvården som desinfektionsmedel till sår.

Fisk

Över hundra läkemedel analyserades i abborre från Runn 2011. Tre läkemedel påträffades (Flukonazol, Haloperidol och Risperidon; 0,9, 0,13 resp. 0,12 µg/kg våtvikt). Flukonazol används mot svampinfektioner och de två andra är psykofarmaka. Dataunderlaget består av endast ett prov och därför går det inte att föra ett resonemang kring fynden annat än att läkemedel är biologiskt aktiva ämnen som kan ha en effekt i vattenlevande djur även om de inte påträffas i vävnader över rapporteringsgränserna.

Var har vi de största problemen med miljögifter i ytvatten?

Miljögiftsprovtagningen har varit mest frekvent i de södra delarna av länet eftersom den största totala påverkan av pågående miljöfarliga verksamheter, förorenad mark och de största tätorterna finns i dessa delar av länet. Därför finns det mest data från kommunerna i denna del av länet, men för den sakens skull innebär det inte att det inte finns problem med miljögifter i de andra delarna av länet. Exempelvis finns ingen miljögiftsprovtagning i Rättviks kommun, men det finns påverkanskällor som skulle kunna leda till problem med miljögifter i närliggande ytvatten, både nedlagda och pågående verksamheter t.ex. sågverk, ytbehandlare eller impregneringsverksamheter.

Miljöenheten på länsstyrelsen beslutade 2009 att miljögifter skulle vara ett prioriterat arbetsområde, och tog fram en miljögiftsstrategi (Länsstyrelsen Dalarnas län 2011). Utifrån denna strategi har miljögiftsprovtagningen utgått från att kartlägga problembilden av miljögifter i länets ytvatten. Vissa sjöar och vattendrag har prioriterats och provtagningen i dessa lokaler har varit omfattande, exempelvis Grycken (Falun), Svartån (Avesta) och Väsman (Ludvika).

I detta avsnitt presenteras, utifrån ett geografiskt perspektiv, var i länet det finns störst problem med miljögifter utifrån det dataunderlag som finns. För att få en mer detaljerad beskrivning av påverkansbilden rekommenderas kunskapsunderlagen på www.dalarnasvatten.se. Dessa dokument beskriver dock bara de sjöar och vattendrag inom Dalälvens avrinningsområde som ingår i vattenförvaltningen, d.v.s. de ytvatten som är s.k. vattenförekomster.

Gränsvärden och klassgränser inom vattenförvaltning, eller norska och kanadensiska gränsvärden (HaV 2015, KFD 2013, CCME 1999-2009) överskrids för flera ämnen på flera platser. Oftast har förhöjda halter i jämförelse med gränsvärden påträffats i de nedan presenterade geografiska områdena.

Faluån

Provtagning har skett från Sågdammen i Brossån ner till Runn i Faluåns avrinningsområde med fokus på Grycken och Runn. För flera ämnesgrupper påträffas de högsta halterna i hela länet i sjöar eller vattendrag längs med detta vattensystem. Det är främst Gopen, Grycken, Varpan och Runn som har bland de högsta halterna av dioxiner och furaner, PCBer och klorerade bekämpningsmedel. I Varpan och Sågdammen har några av de högsta halterna av PAHer och klorfenoler påträffats. De påverkanskällor som varit i fokus i detta vattensystem var till en början en tidigare pappersmassaindustri med tillhörande deponier och några sågverk, men genom bakspåring av de ämnen som påträffats har även en tidigare verksam textilindustri uppmärksammats.

Det är även i huvudsak ämnen som kan kopplas till tidigare verksamheter som utgör de största kända problemen i sjöar längs med Faluån. Det sker fortfarande en spridning av miljögifter till närliggande ytvatten från förorenad mark eller förorenade sediment i dessa ytvatten.

Runn är förutom recipient till Faluåns avrinningsområde även recipient till ett större avloppsreningsverk. Avloppsreningsverk är en länk mellan kemikalieanvändningen i samhället och vattenmiljön. Det finns det en stor risk att Runn påverkas negativt av alla de miljögifter som sprids via avloppsreningsverket och från förorenade områden vid sjön och uppströms sjön. Föroreningsbilden för denna sjö är komplex.

Faluåns avrinningsområde är kraftigt påverkat av tidigare gruvverksamhet och av gruvavfall som fortfarande läcker tungmetaller till närliggande vatten. Sjön Tisken som ligger nedströms Falu gruva har under dryga 700 år varit recipient till gruvverksamheten och dess gruvavfall. Tisken är kraftigt påverkad av tungmetaller och halterna i sedimenten är så höga att sedimenten i sig är klassat som ett förorenat område.

Faluån är ett av länets mest påverkade vattensystem från tidigare gruvverksamhet, men eftersom denna rapport behandlar organiska miljögifter ingår inte analyser av metaller här. För att läsa mer om metallpåverkade sjöar och vattendrag se exempelvis länsstyrelsens rapport om detta (Larson 2010).

Svartån

Svartån avvattnar ett större industriområde i Avesta och Krylbo där det finns många olika pågående verksamheter och förorenade områden som bidrar till utsläpp till ån. Provtagning har skett i de två tillrinnande bäckarna, Västerbobäcken och Kvarnbäcken, och längs med Svartån på ett flertal ställen. De högsta halterna eller flest påträffade ämnen för länet har påträffats i denna å eller dess tillrinnande bäckar för flera av de analyserade ämnesgrupperna. Föroreningarna kan kopplas både till tidigare verksamheter med tillhörande förorenade områden och pågående verksamheter. Exempelvis härstammar bromerade flamskyddsmedel, klorerade bekämpningsmedel, klorfenoler och PCBer troligen från förorenad mark. Däremot sprids ftalater, fenoler och perfluorerade ämnen (PFAS) troligen i huvudsak från pågående verksamheter. PAHer och dioxiner och furaner härstammar antagligen från både förorenad mark och pågående verksamheter.

Svartån har provtagits med passiva provtagare för analys av PFAS, men analyslaboratoriet lyckades inte omräkna de mängderna till motsvarande halter i vattenfasen, vilket gör att vi inte har haft data att jämföra. Men i en nyligen genomförd screening av PFAS i yt- och grundvatten togs stickprover av vatten i åtta ytvatten uppmättes de högsta halterna i Svartån. Halten (25 ng/L) var över 20 gånger högre än medianhalten för de andra provlokalerna som utgjorde andra påverkade lokaler (övriga data redovisas inte här). Den uppmätta halten var dessutom mycket högre än vattendirektivets gränsvärde för PFOS (0,65 ng/L; HaV 2105).

Svartån har en komplicerad påverkansbild på grund av att det finns många olika verksamheter, både stora och små, pågående och nedlagda.

Kolbäcksån

I Kolbäcksåns avrinningsområde är det främst Väsman som utmärker sig med mycket höga halter av PAHer, och extremt höga halter i den södra delen av sjön, Lyviken. De höga halterna av PAHer beror på en impregneringsverksamhet som kreosotbehandlat bl.a. slipers och telefonsstolpar. Vår provtagning visar att PAHerna sprids vidare från vikens förorenade sediment till Väsman och vidare nedströms i Kolbäcksån. Det sker fortfarande en viss spridning av PAHer till Lyviken från impregneringsverksamheten trots att inget processvatten leds till viken. Det beror troligen på att industrimarken är kraftigt förorenad och att föroreningarna sprids med dagvattenutsläpp från området.

Halterna av PCBer också höga i Väsman och Övre Hillen. En elkrafts/verkstadsindustri är antagligen den huvudsakliga påverkanskällan för utsläppen av PCBer i dessa två sjöar. Även i Norra Barken är PCB-halterna höga och den troliga påverkanskällan är en stålindustri. Väsman och Nedre Hillen har de högsta halterna av tennorganiska föreningar. Både Lyviken i Väsman och Norra Barken har småbåtshamnar där båtbottenfärger innehållande TBT kan ha använts, men de förhöjda halterna kan möjligen även förklaras av närliggande tidigare verksamma sågverk. Impregnering av virke med TBT kan ha förekommit och förorenat mark som i sin tur sprider TBT till närliggande vatten. Utöver PCBer är även halterna av bromerade flamskyddsmedel och klorerade bekämpningsmedel i Övre Hillen bland de högsta i länet.

Lokalt är halterna av flera olika miljögifter förhöjda och enligt de toxicitetstest som utförts i några sjöar finns det stor risk för negativa effekter på vattenlevande organismer.

Kolbäcksån har förutom förhöjda halter av organiska miljögifter, precis som Faluån, även förhöjda halter av tungmetaller som härstammar från tidigare gruvverksamheter och gruvavfall. Det finns flera sandmagasin från anrikningen som läcker tungmetaller till ytvattnen i åns avrinningsområde. För mer information om förekomsten av tungmetaller i detta avrinningssystem se länsstyrelsens rapport om metallpåverkade sjöar och vattendrag (Larson 2010).

Andra områden i länet

Utöver de tre ovan nämnda större geografiska områdena finns det några sjöar eller vattendrag som sticker ut i datamaterialet. Dels är det en provtagningslokal i Österdalälven, *Gråda*, som valdes ut som en referenslokal för belastningen av miljögifter i Österdalälven innan sammanflödet vid Djurås. Flera ämnesgrupper har förhöjda halter i fisk i jämförelse med andra lokaler i länet. Halterna av bromerade flamskyddsmedel, dioxiner och furaner, DDT, PCBer och perfluorerade ämnen är förhöjda i fisk från Gråda. Dessa ämnen skulle kunna kopplas till en äldre verksamhet, som t.ex. en deponi, men påverkanskällan är okänd. Här behövs både kartläggning av påverkanskällor och en källfördelningsanalys för att ta reda på vilken föroreningskällan är, om det finns fler än deponin, och även någon åtgärd för att minska spridningen av dessa föroreningar till älven.

Perfluorerade ämnen (PFAS) uppmärksammas mer och mer eftersom de till skillnad från många andra kända organiska miljögifter fortfarande ökar i miljön i exempelvis uttrar (Roos m.fl. 2013). I Borlänge finns en deponi vid *Bysjön* där det skett omfattande brandsläckningsövningar med brandsläckningsskum innehållande PFOS. Bysjön är en förhållandevis liten sjö, och halterna av PFOS i fisk är de högsta i länets provtagna sjöar och överstiger dessutom vattendirektivets gränsvärde för biota. Användningen av PFOS i brandsläckningsskum är sedan några år förbjuden, men eftersom PFOS är extremt svårnedbrytbart kommer det finnas kvar i sjön under mycket lång tid. En annan sjö som utmärker sig i dataunderlaget med förhöjda halter av PFOS i fisk är *Forssjön* i Avesta kommun. Vid en studie av svenska och norska trafikdödade uttrars PFAS-halter i lever fann man en av de högsta halterna av PFOS i en utter som påträffats i närheten av Forssjön (Roos m.fl. 2013). Det är mycket troligt att denna utter ätit fisk från Forssjön, för platsen där uttern har påträffats ligger inom det avstånd till Forssjön som uttrar rör sig inom. För Forssjön finns det ingen lika självklar påverkanskälla för PFOS, som för Bysjön, men möjliga påverkanskällor är en pappersindustri och två deponier.

Referenssjöarna Spjutsjön och Gipsjön, som använts under den miljögiftsprovtagning som genomförts sedan 2004, har förutom bakgrundshalter av de ämnen som analyserats även påvisat förhöjda halter av vissa ämnen och ämnesgrupper. Detta tyder på att det kan finnas lokala påverkanskällor som är okända. Det är mycket svårt att hitta lokaler som är opåverkade av annat än de föroreningar som faller ned med regn och snö från luften. Även sjöar som ligger avlägset från bebyggelse eller olika verksamheter kan tidigare ha haft en träkolsmila, en liten såg, en deponi, m.m. Och dessa typer av verksamheter är vanligvis bara kända för närboende. Våra data från referenssjöarna belyser problemet med okända ”verksamheter” eftersom det för Länsstyrelsen inte finns några kända påverkanskällor vid dessa sjöar.

Hur ser problembilden ut i länets kommuner?

Provtagning av organiska miljögifter har skett i 14 av länets 15 kommuner. Nedan kommer en beskrivning av var miljögiftsprovtagning i ytvatten har skett inom kommunen och vad som oftast påträffats.

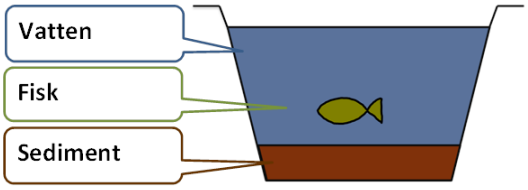
Beskrivning av figurerna i informationsbladen

Ett informationsblad för varje kommun har sammaställts. Nedan beskrivs samtliga figurer som förekommer i informationsbladen.

Karta

Kartan visar var provtagningen har skett, och i vilken matris (mörkblå triangel: stickprov vatten, ljusblå triangel: passiv provtagning vatten, brun cirkel: sediment, och grön rektangel: biota som uteslutande är nätfiskad abborre). För Avesta, Falun, Ludvika och Smedjebacken finns förstoringar för sjöar eller vattendrag som har flera provtagningspunkter som inte syns tydligt i den större kartan.

Figuren med fisk



Figuren med en fisk visar vilka ämnen som påträffats över rapporteringsgränserna i mer än i vartannat prov i respektive matris (vatten-, fisk- eller sedimentprover). Alltså vilka ämnen som har en detektionsfrekvens över 50 %. Resultaten är en sammanslagning av alla prover som har tagits på alla provtagningslokaler i hela kommunen. I samtliga kommuner har tungmetaller påträffats i alla tre matriser i mer än hälften av proverna, men här redovisas bara de organiska miljögifterna som påträffats.

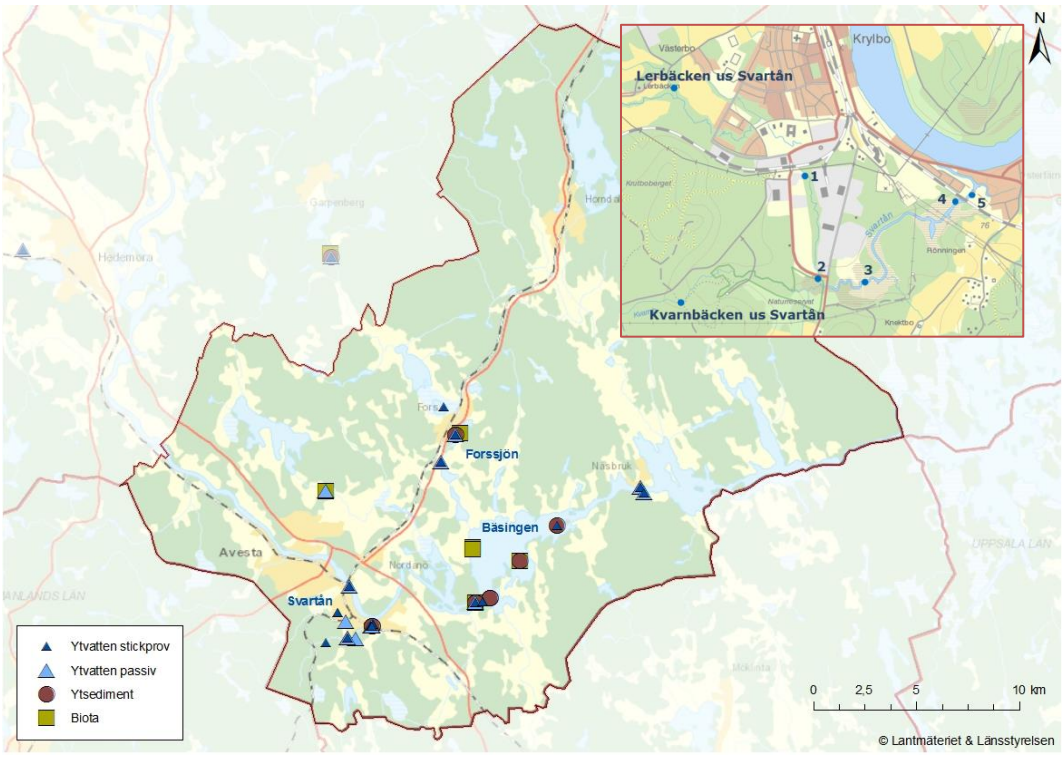
Troliga påverkankällor

Troliga påverkanskällorna för de provtagna sjöarna och vattendragen redovisas. Det är *inte samtliga* påverkanskällor i hela kommunen, utan de som *troligen har spridit* de ämnen som påträffats oftast i de provtagna lokalerna. Påverkanskällorna pekas inte ut med namn, utan endast branscher anges.

Föreslagna fokusområden

Förslag från länsstyrelsen på ytvatten eller påverkanskällor där insatser kring miljögifter kan fokuseras. Provtagningen har ringat in vissa problem och ibland finns en koppling till påverkanskällor i respektive kommun där åtgärder eller andra insatser kan genomföras. Ett fokusområde kan även vara en sjö eller ett vattendrag som kan behöva provtas. De föreslagna fokusområdena kan ses som prioriteringsstöd vid eventuella insatser mot miljögifter i ytvatten.

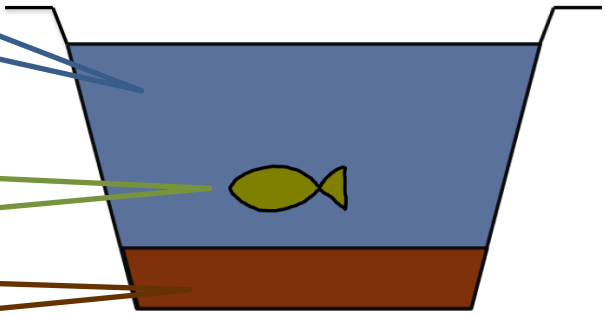
Avesta



Inga ämnesgrupper förutom tungmetaller påträffas i mer än vartannat prov*

PCBer
Bromerade flamskyddsmedel
Dioxiner & furaner
Perfluorerade ämnen

PAHer
Tennorganiska föreningar
PCBer



* Trots att inga ämnesgrupper har påträffats i mer än vartannat prov har många olika ämnesgrupper påträffats, bl.a. klorbensener, PAHer och perfluorerade ämnen.

Troliga påverkanskällor

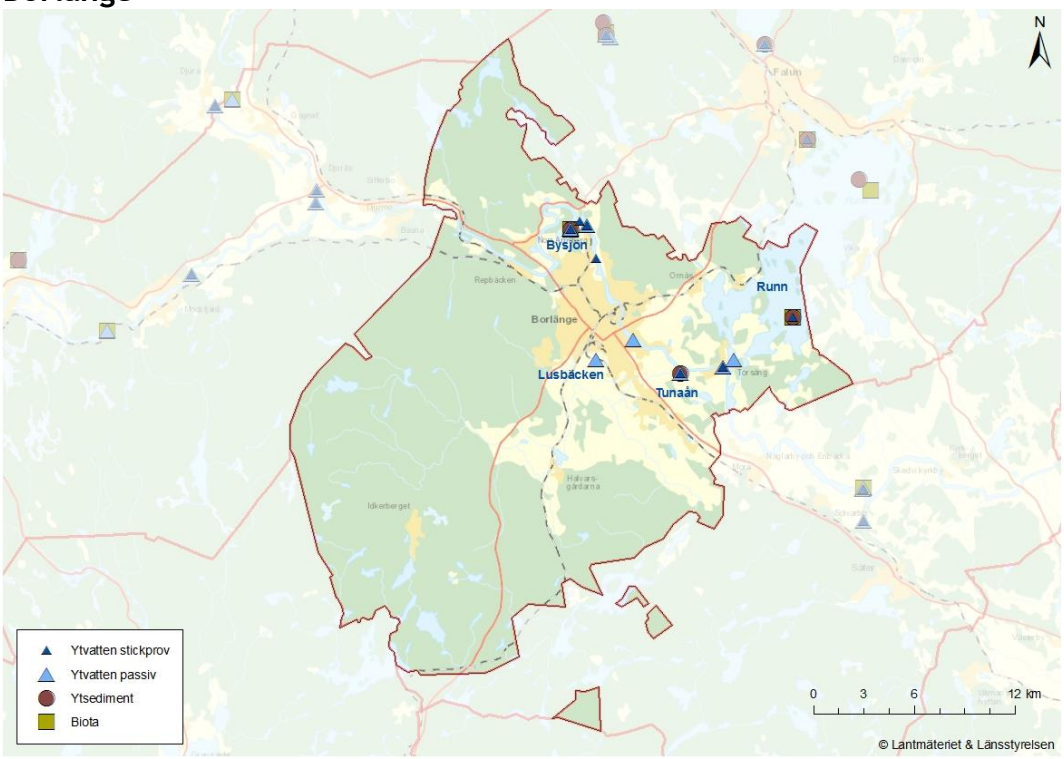
- Pappersindustri
- Deponier
- Stålverk
- Impregneringsanläggning
- Ytbehandlare

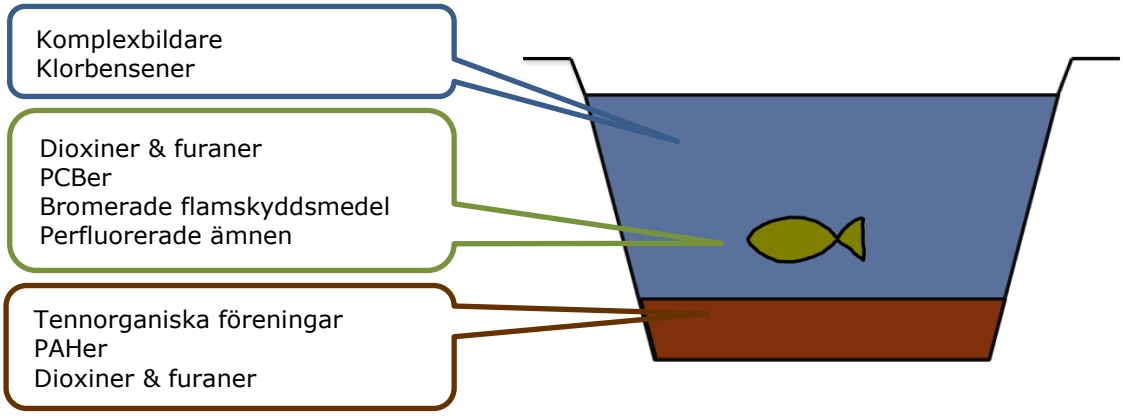
Föreslagna fokusområden

Svartån: minska den totala spridningen av miljögifter till detta ytvatten från både pågående verksamheter och förorenade områden.

Forssjön: utreda PFAS-föroreningen.

Borlänge





Troliga påverkanskällor

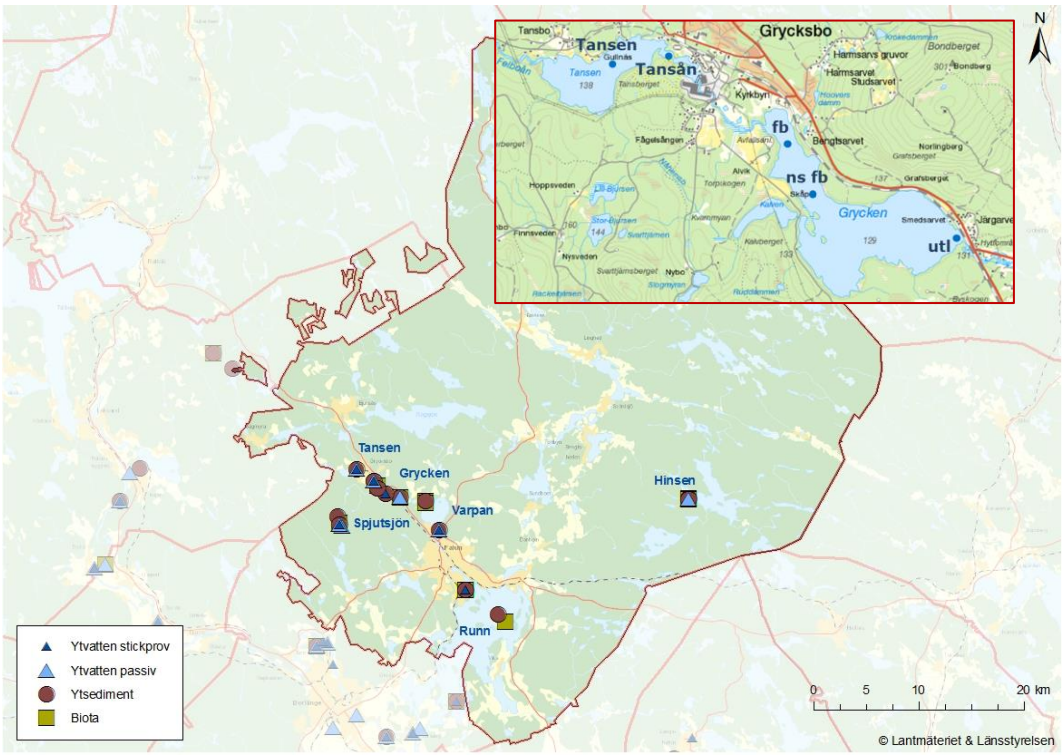
- Stålverk
- Deponier
- Återvinningsanläggningar
- Pappersindustri
- Ytbehandlare
- Verkstadsindustrier
- Bangårdsområde
- Brandövningsplats

Föreslagna fokusområden

Lusbäcken: minska den totala spridningen av miljögifter till detta ytvatten från både pågående verksamheter och förorenade områden.

Bysjön: åtgärda PFAS-föroreningen.

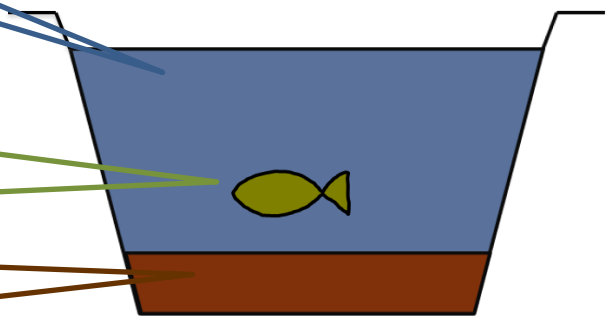
Falun



Klorbensener
Bromerade flamskyddsmedel

PCBer
Bromerade flamskyddsmedel
Dioxiner & furaner
Perfluorerade ämnen
Klorbensener

Dioxiner & furaner
PAHer
Tennorganiska föreningar
Klorfenoler



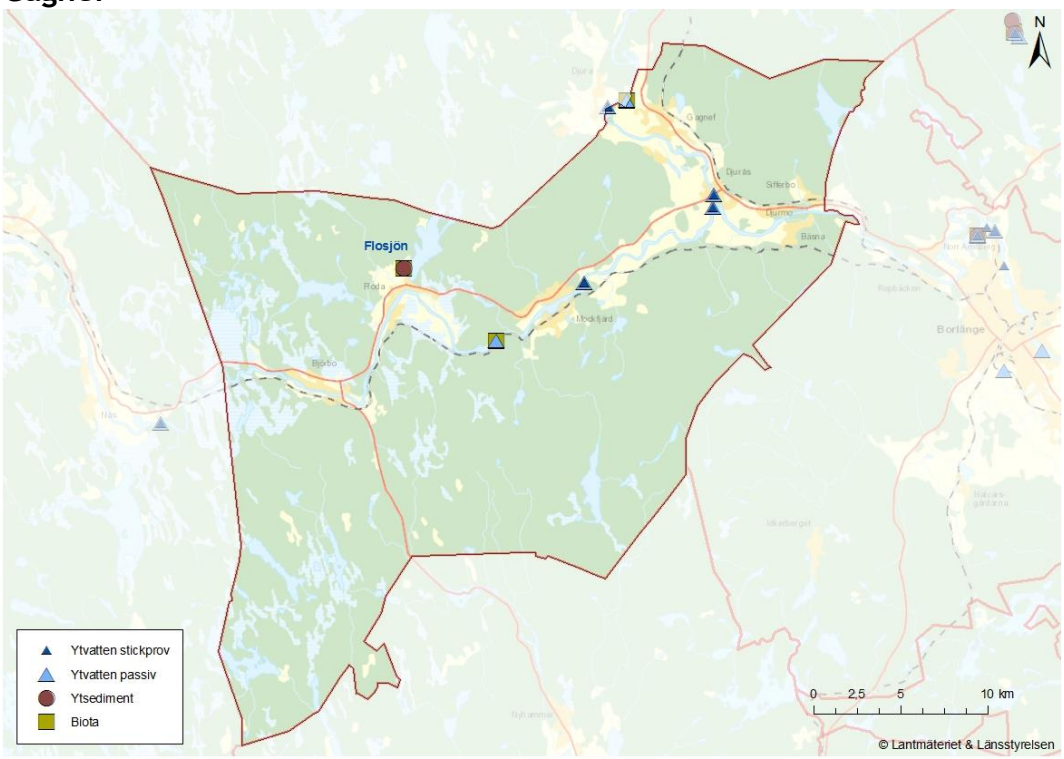
Troliga påverkanskällor

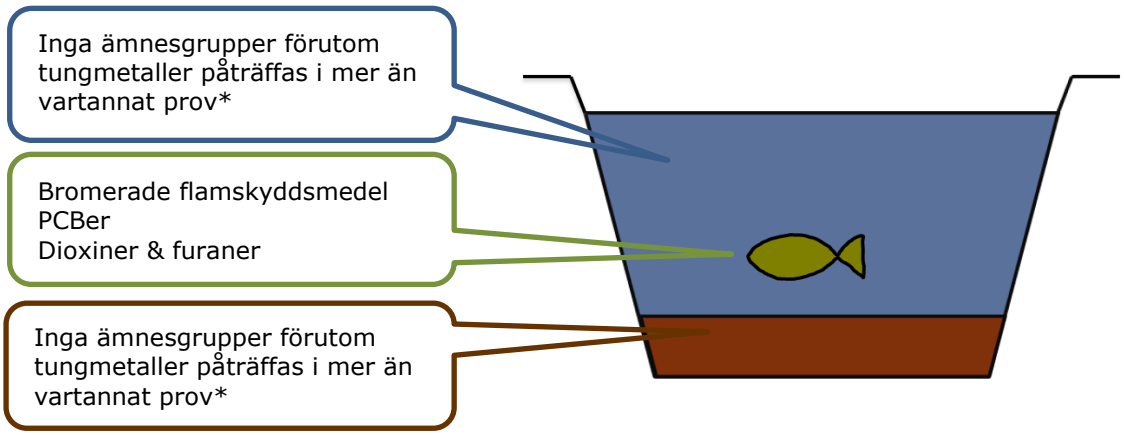
- Pappersmassaindustri
- Textilindustri
- Avloppsreningsverk
- Deponier
- Sågverk m. impregnering

Föreslagna fokusområden

Faluån (Gopen & Grycken): minska spridningen av dioxiner och genomföra riskminskningsåtgärder för exponering av människor via fiske.

Gagnef



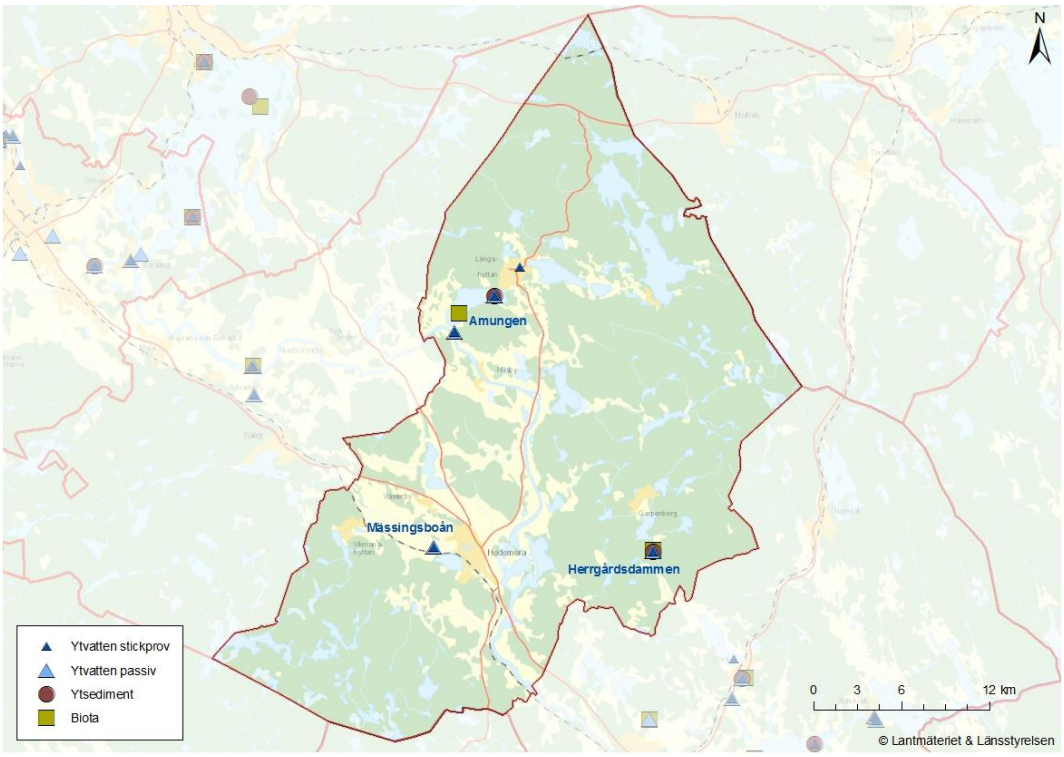


* Trots att inga ämnesgrupper har påträffats i mer än vartannat prov har många olika ämnesgrupper påträffats, bl.a. klorbensener, PAHer och PCBer.

Troliga påverkanskällor
- Deponier
- Sågverk m. impregnering

Föreslagna fokusområden
Gråda: utreda påverkansbilden för att klarlägga varför så många ämnen påträffas i förhöjda halter i fisk från Österdalälven.

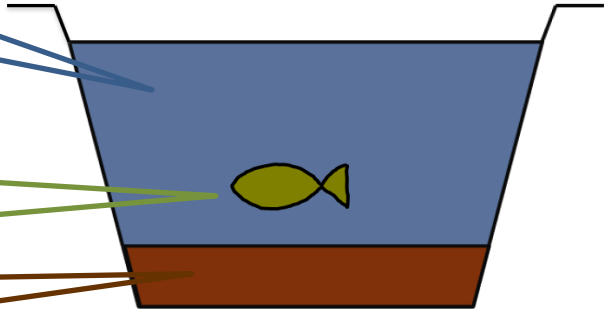
Hedemora



Inga ämnesgrupper förutom tungmetaller påträffas i mer än vartannat prov*

PCBer
Bromerade flamskyddsmedel
Perfluorerade ämnen
Dioxiner & furaner

Tennorganiska föreningar
PAHer
Dioxiner & furaner



* Trots att inga ämnesgrupper har påträffats i mer än vartannat prov har många olika ämnesgrupper påträffats, bl.a. klorbensener, fenoler och PAHer.

Troliga påverkanskällor

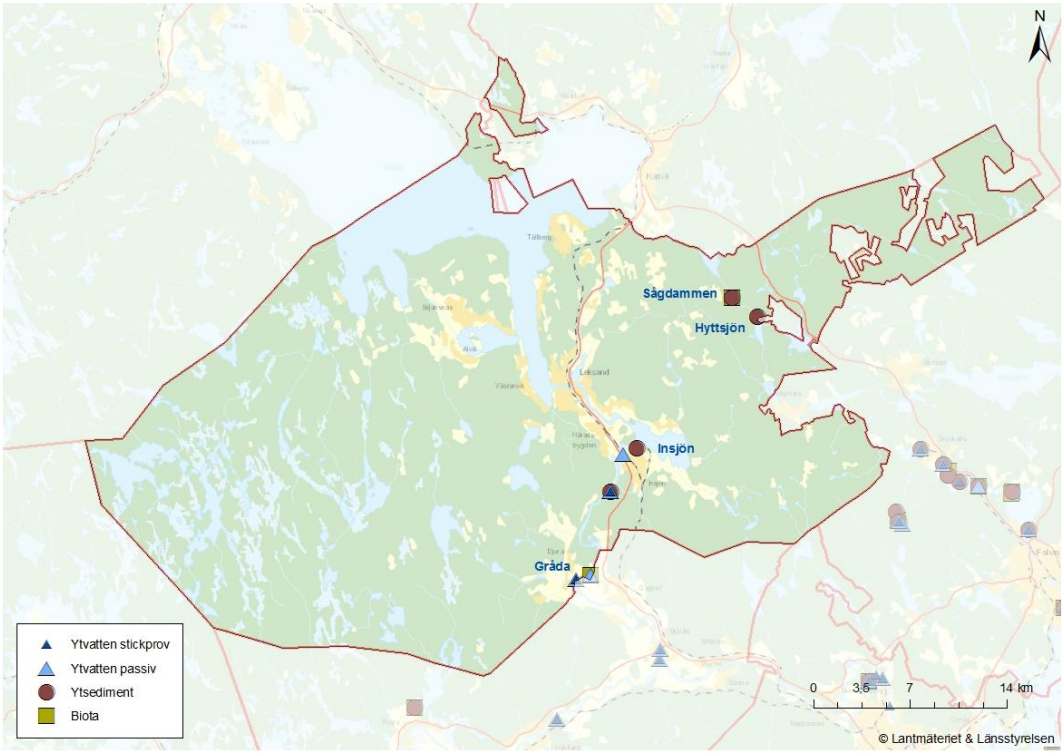
- Stålverk
- Ytbehandlare
- Deponier
- Gruvindustri
- Jordbruk?

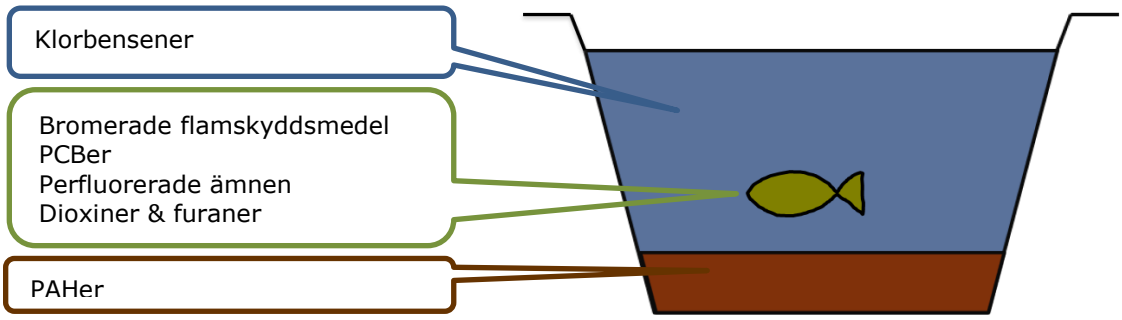
Föreslagna fokusområden

Amungen: källspårning av de förhöjda halterna av Cd i bottenvattnet. Detta är utanför denna sammanställning, men en del av SRK.

Ytavrinning av bekämpningsmedel: vid jordbruksområden inom kommunen bör analyser av bekämpningsmedel under odlingssäsongen tas, för att kartlägga eventuella problem.

Leksand





Troliga påverkanskällor

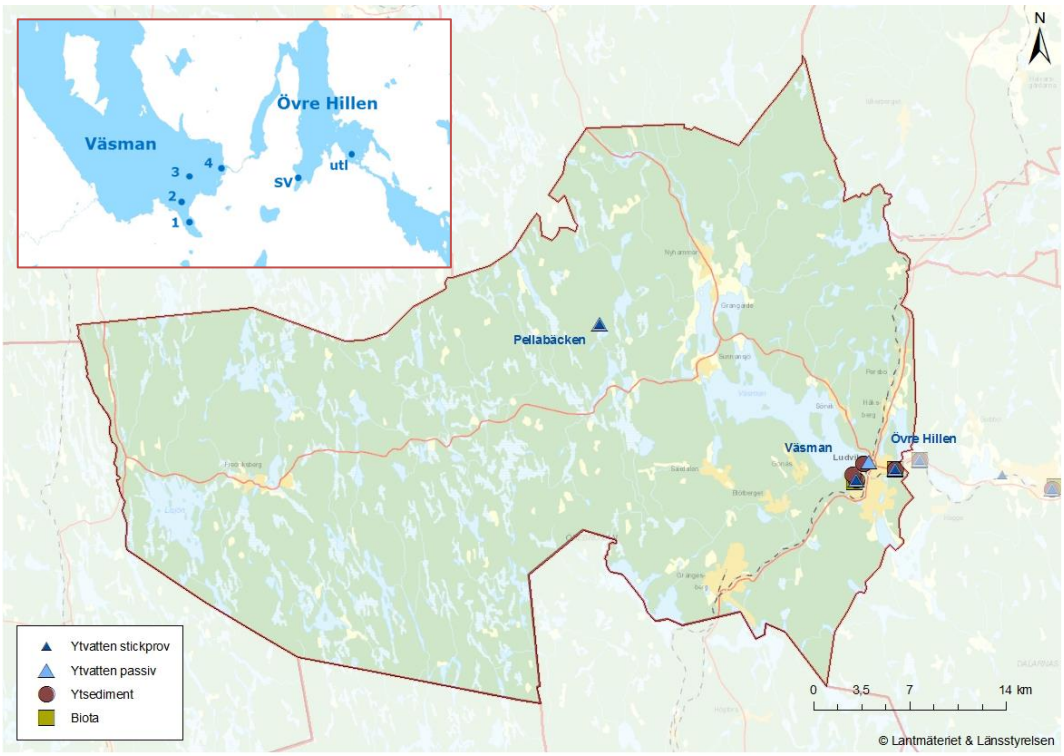
- Sågverk m. impregnering
- Deponier
- Värmeverk

Föreslagna fokusområden

Österdalälven mellan Insjön och Gråda: utreda påverkansbilden för att klarlägga varför så många ämnen påträffas i förhöjda halter i fisk från Österdalälven.

Molnbyggen: Revidera kontrollprogram för att få med fler relevanta parametrar.

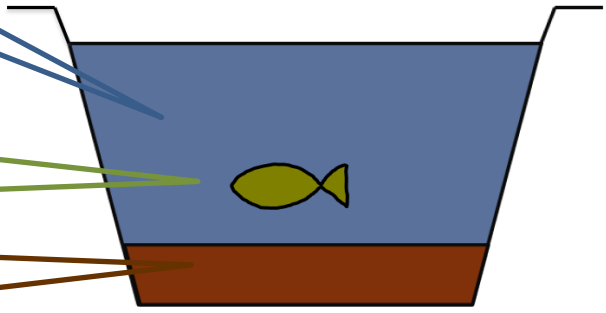
Ludvika



PAHer
Klorbensener
Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel
PCBer
Perfluorerade ämnen
Dioxiner & furaner

PAHer
Tennorganiska föreningar
Dioxiner & furaner
PCBer



Troliga påverkanskällor

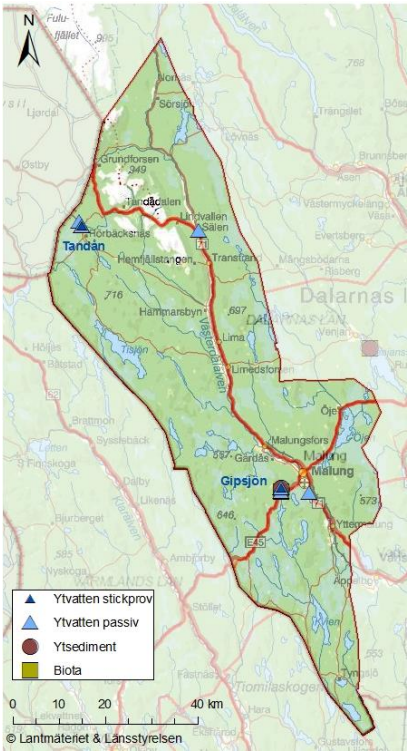
- Impregneringsanläggning
- Elkrafts/verkstadsindustri
- Deponier
- Värmeverk
- Krematorium
- Avloppsreningsverk
- Småbåtshamn?

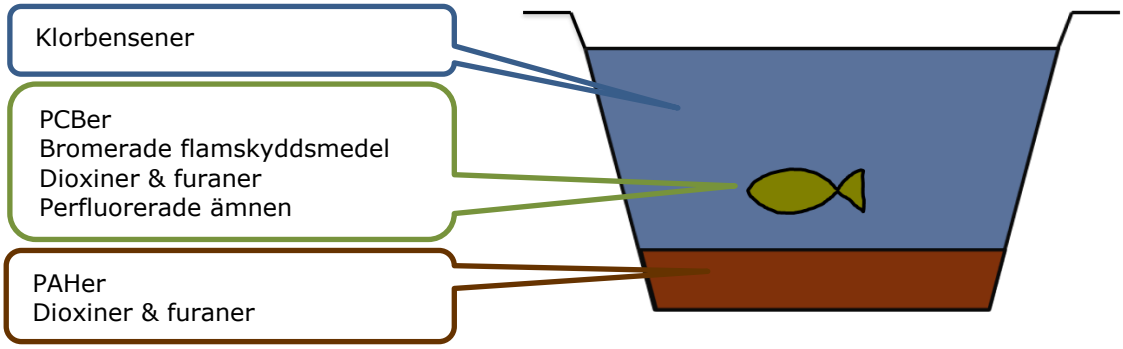
Föreslagna fokusområden

Lyviken: spridningen av PAHer vidare nedströms. Utreda nuvarande belastning från verksamhetsområdet. Bidrar det till ytterligare förorening av Väsman?

Övre Hillen: Utreda belastningen av PAHer, PCBer och andra organiska miljögifter i Övre Hillen från Väsman, Gårlången och Marnästjärn.

Malung-Sälen





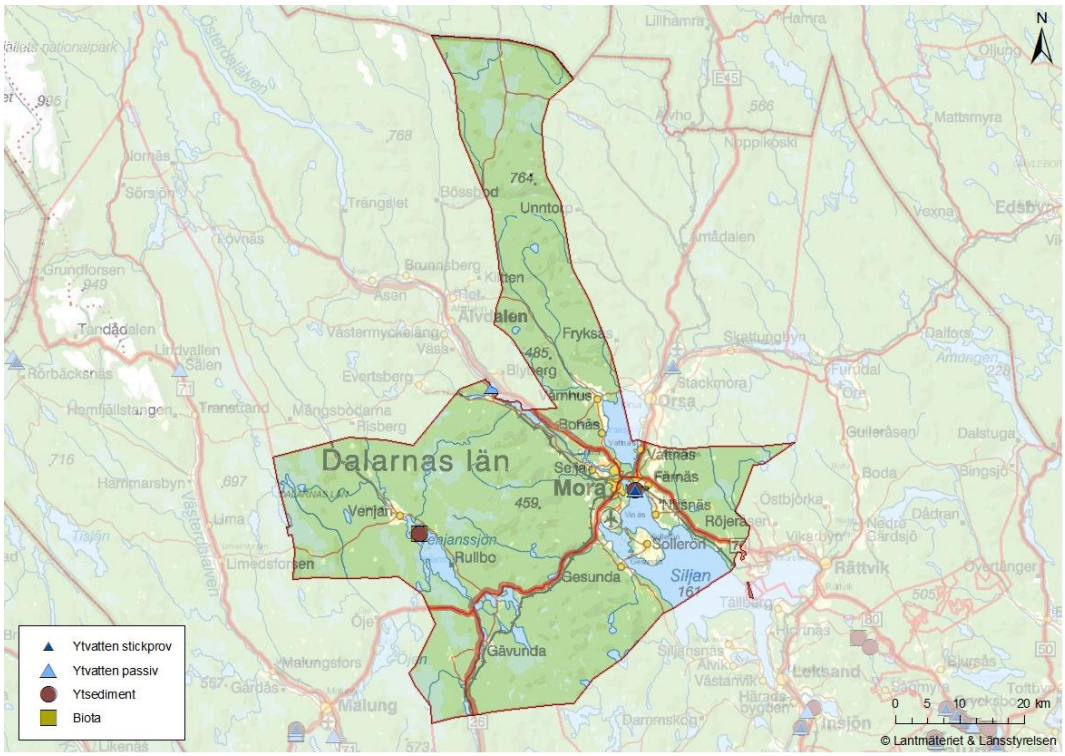
Troliga påverkanskällor

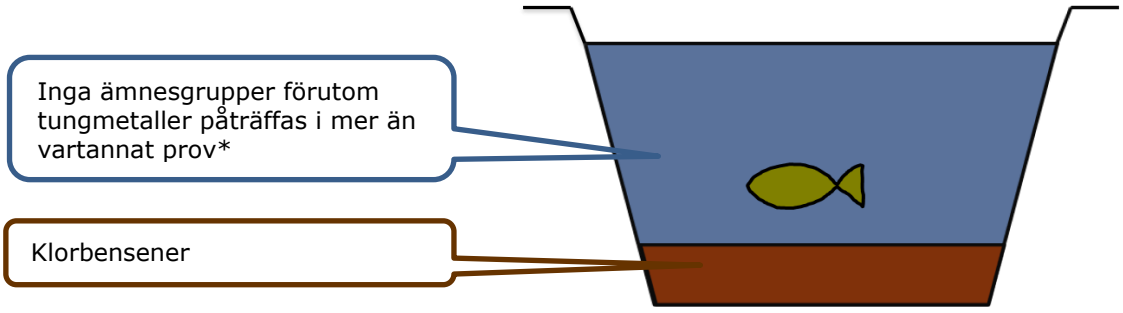
- Atmosfärisk deposition
- Ingen känd för Gipsjön

Föreslagna fokusområden

Gipsjön: utreda eventuellt lokala påverkanskällor som kan bidra till de förhöjda halterna av vissa organiska miljögifter.

Mora





* Trots att inga ämnesgrupper har påträffats i mer än vartannat prov har många olika ämnesgrupper påträffats, bl.a. fenoler, klorbensener och BTEX.

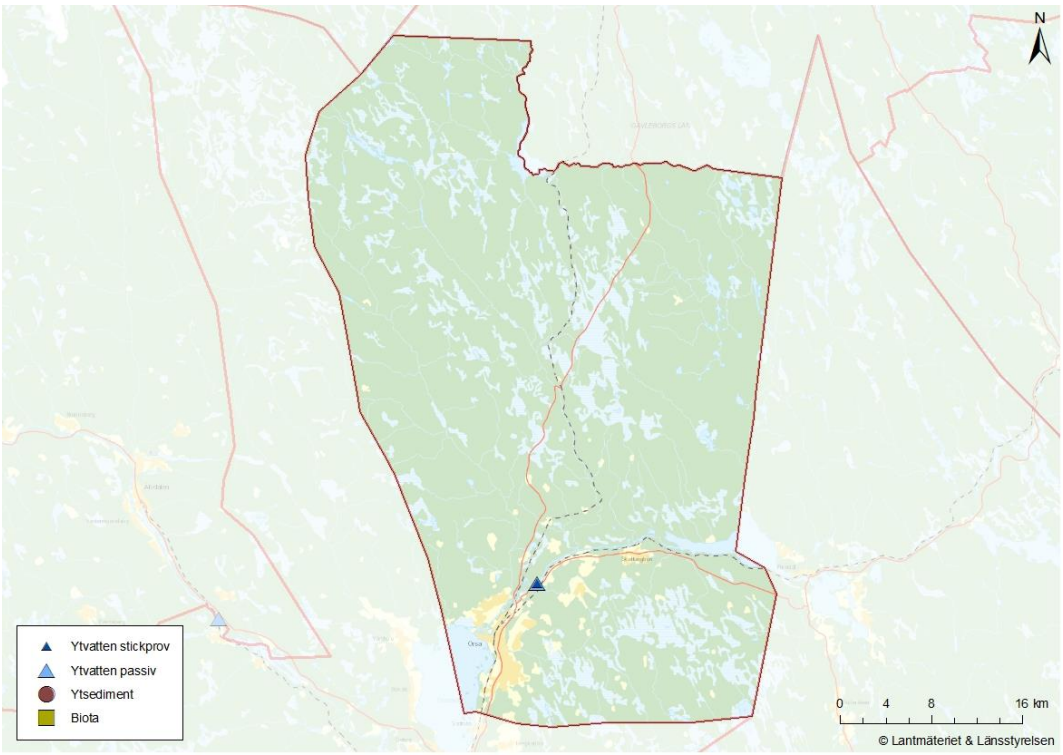
Troliga påverkanskällor

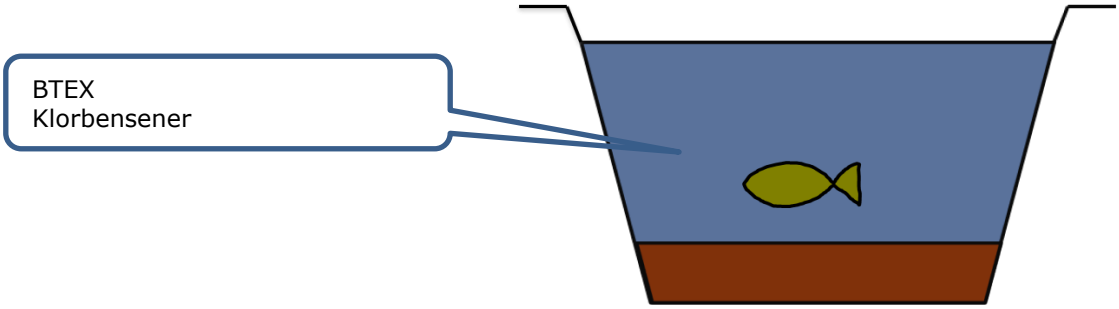
- Ytbehandlare
- Verkstadsindustrier
- Sågverk m. impregnering
- Deponier
- Avfallshantering

Föreslagna fokusområden

Saxviken/NV Siljan: kartlägga eventuell belastning från verksamheter och dagvatten från Mora tätort.

Orsa





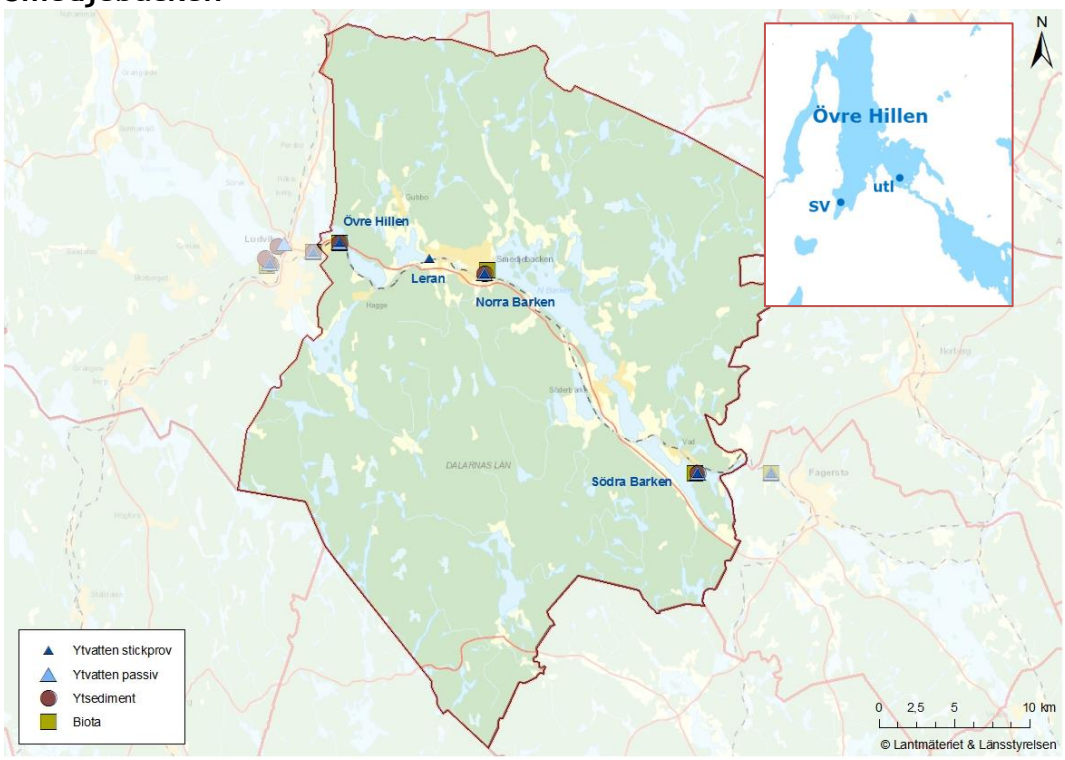
Troliga påverkanskällor

- Kalkbrytning/bruk
- Deponier

Föreslagna fokusområden

Orsasjön: Provtagning i NÖ Orsasjön utlopp för att utreda belastning från Orsa tätort och Oreälven.

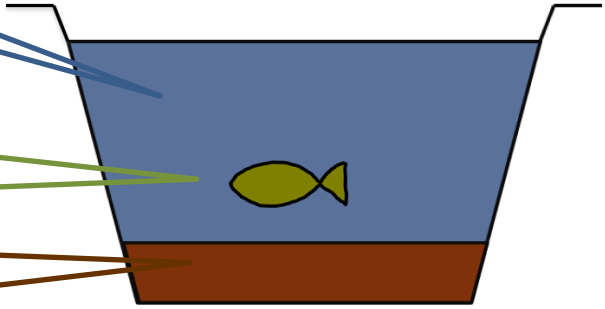
Smedjebacken



Klorbensener
PAHer

Bromerade flamskyddsmedel
PCBer
Perfluorerade ämnen
Dioxiner & furaner

Tennorganiska föreningar
PAHer
PCBer
Dioxiner & furaner



Troliga påverkanskällor

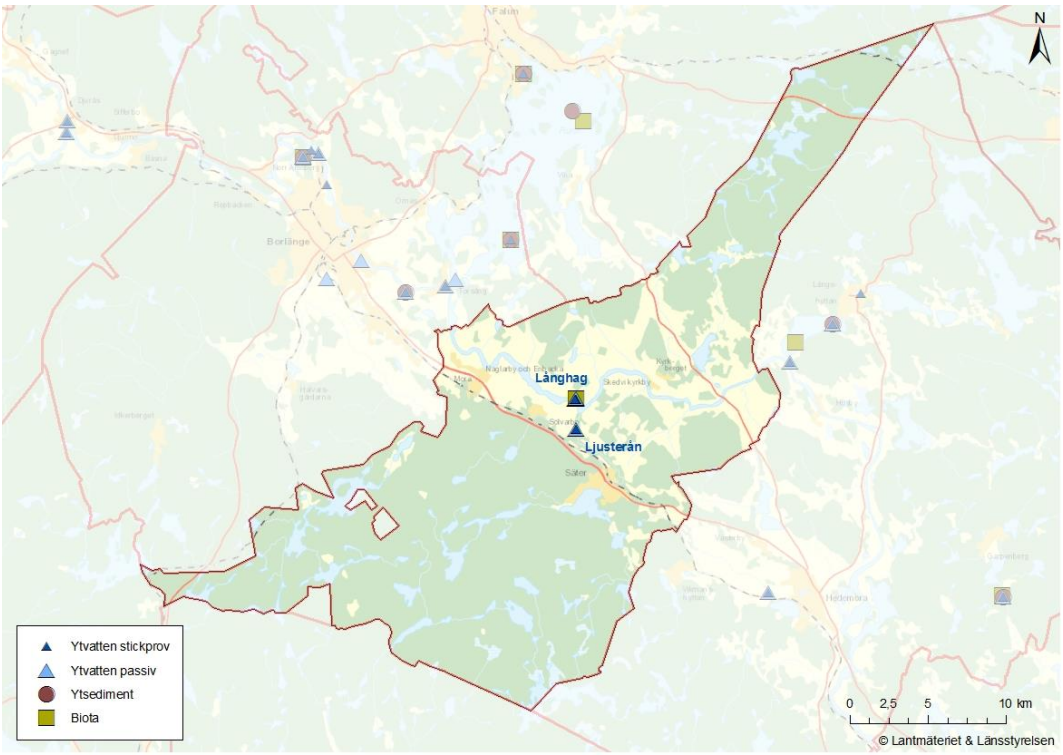
- Impregneringsanläggning
- Elkrafts/verkstadsindustri
- Stålindustri
- Deponier
- Avloppsreningsverk
- Sågverk m. impregnering
- Småbåtshamn?

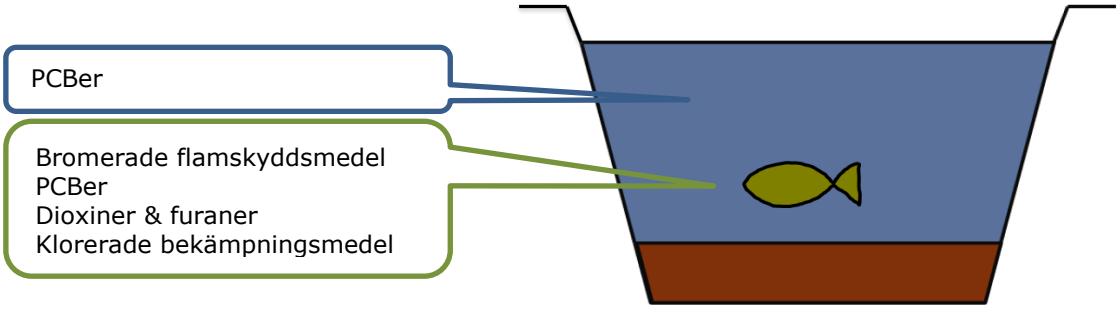
Föreslagna fokusområden

Norra Barken: Källfördelningsanalys av TBT-föroreningen.

Nedre Hillen: Utreda belastningen av PAHer, PCBer och andra organiska miljögifter från Övre Hillen.

Säter





Troliga påverkanskällor

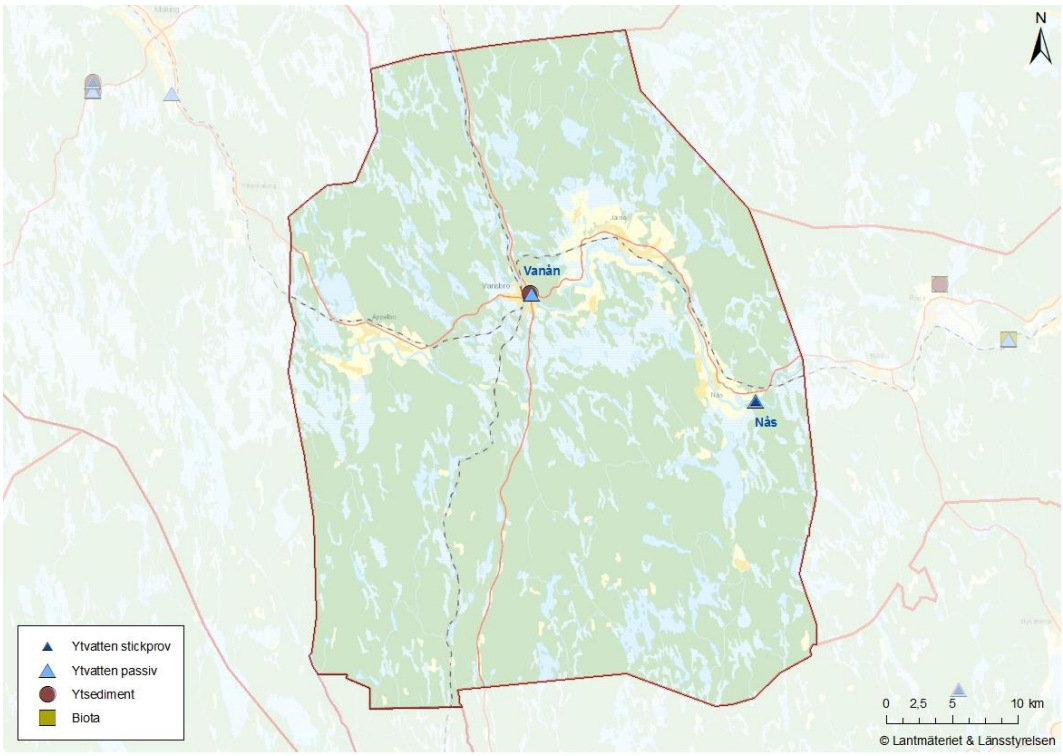
- Deponier
- Avloppsreninsverk
- Ställverk
- Jordbruk?

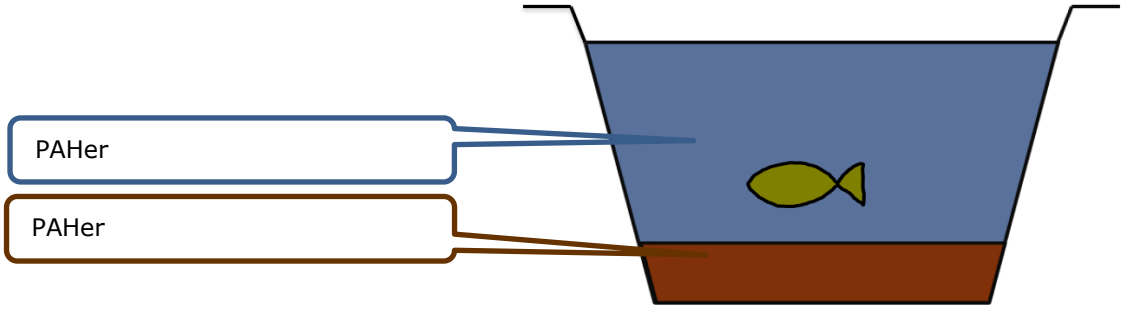
Föreslagna fokusområden

Ytavrinning av bekämpningsmedel: vid jordbruksområden inom kommunen bör analyser av bekämpningsmedel under odlingssäsongen tas, för att kartlägga eventuella problem.

Långhag: Undersökning om ställverks-området är förorenad av bl.a. PCBer och klorerade bekämpningsmedel.

Vansbro





Troliga påverkanskällor

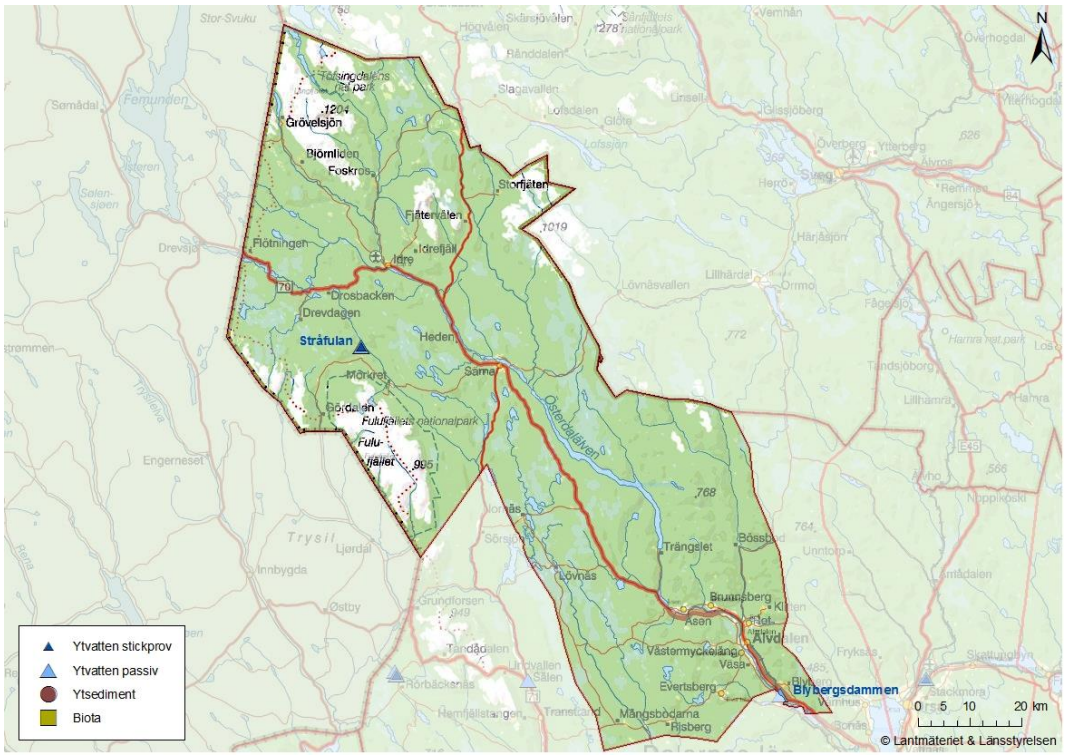
- Impregneringsanläggning
- Såg m. impregnering
- Träkolsproduktion
- Deponier
- Verkstadsindustrier
- Jordbruk?

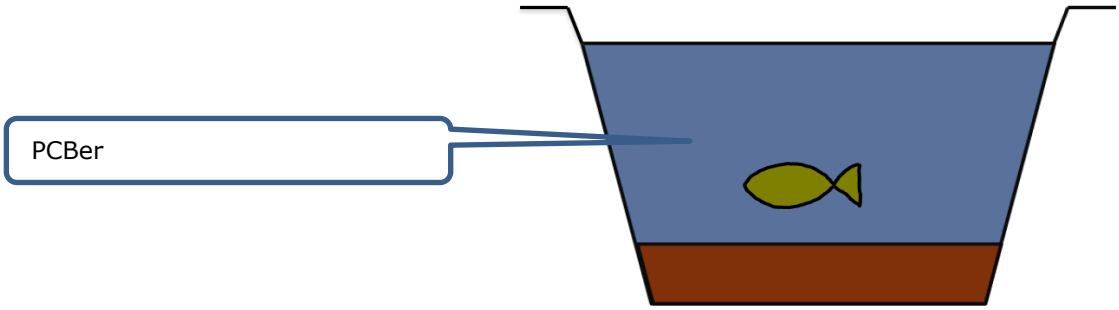
Föreslagna fokusområden

Vanån: sker det fortfarande spridning av PAHer till älven?

Ytavrinning av bekämpningsmedel: vid jordbruksområden inom kommunen bör analyser av bekämpningsmedel under odlingssäsongen tas, för att kartlägga eventuella problem.

Älvdalen





Troliga påverkanskällor

- Atmosfärisk deposition

Föreslagna fokusområden

Lokalisera möjliga påverkanskällor för spridning av miljögifter till ytvatten, exempelvis deponier med läckage av lakvatten.

Vunnen kunskap och nya frågeställningar

Resultaten från den tio år långa miljögiftsprovtagningen påvisar att det finns många olika miljögifter i länets sjöar och vattendrag. På vissa platser finns det förhöjda halter, både i relation till gränsvärden men också i jämförelse med andra provtagna sjöar eller vattendrag. Vid dessa platser finns det oftast en trolig påverkanskälla som föroreningarna kan kopplas till.

Erfarenheter vi har vunnit är bland annat vikten av planering av provtagning. Det är viktigt att lägga tid på val av matris för den ämnesgrupp eller påverkanskälla man vill undersöka. Det är också viktigt att planera provtagningen så att proverna kompletterar varandra – att man mäter på rätt platser och i rätt matriser.

I upphandlingsprocessen för analyserna är det mycket viktigt att granska rapporteringsgränserna som laboratorierna har för de olika matriserna. Det är också viktigt att tänka lite ”utanför lådan” och inte endast fokusera på kända miljögifter. Nya ämnen introduceras på marknaden när farliga ämnen fasas ut och dessa nya ämnen kan också utgöra ett hot när de släpps ut i miljön. Organofosfater är exempel på en sådan ämnesgrupp. De har bl.a. fått ersätta bromerade flamskyddsmedel. Därför har produktionen och användningen av denna ämnesgrupp ökat kraftigt, och därmed har utsläppen ökat. Dock finns det i dagsläget få kommersiella analyslaboratorier som har ackrediterade analysmetoder för exempelvis fisk denna ämnesgrupp. Sammanfattningsvis är det viktigt att eftersträva att provtagning och analyser av miljögifter i vattenmiljön motsvarar den aktuella belastningen.

Har miljögifterna några effekter i vattenmiljön? Den frågan går inte att svara på enbart med resultat från kemiska analyser. Uppmätta halter kan förvisso jämföras med gränsvärden som tagits fram för att skydda vattenmiljön, men oftast då tittar man bara på effekten av ett enda ämne. Våra resultat visar att det kan finnas hundratals kemiska ämnen i vattenmiljön, och organismerna utsätts därför för den så kallade cocktaileffekten där flera olika ämnen kan samverka och den negativa effekten riskerar att förstärkas.

Effektstudier kan vara ett komplement till traditionella kemiska analyser för att se om det finns en negativ påverkan på vattenmiljön, och även få en indikation om vilka typer av ämnen som kan tänkas förekomma. Toxicitetstester för sediment har genomförts i ett fåtal sjöar, för att se om det finns en risk för negativa effekter på de bottenlevande djuren, och det har gett oss en mer komplett bild av föroreningssituationen och dess eventuella effekter.

Miljögiftsprovtagningen har bidragit till kunskap om problembilden, vilken kommer att användas för prioritering av åtgärder där sådan behövs. För att minska belastningen behövs både utsläppsminskande åtgärder hos pågående verksamheter och saneringar av förorenade områden. Vilka åtgärder som skulle kunna vara lämpliga är platsspecifika. Därmed behöver påverkansbilden, för de flesta ytvatten, utredas med ytterligare verifieringsprovtagningar och källfördelningsanalyser.

Hur går vi vidare?

Miljögiftsprovtagningen har resulterat i en översiktlig bild av problematiken i delar av länet, men den har också resulterat i nya frågor. Några exempel på frågor som behöver utredas är:

- Finns det effekter på vattenmiljön i de ytvatten som har förhöjda halter av miljögifter?
- Kan vi förutsätta att samma typ av påverkanskällor leder till liknande utsläpp och påverkan där en viss typ av verksamheter har bedrivits? Är exempelvis dioxinföroreningen i Grycken inte unik, utan problembilden är densamma i liknande recipienter, t.ex. Botan (Hedemora)?
- Varför påträffas så många olika ämnen i abborrar från Österdalälven nedströms Gråda?
- Finns det effekter på vattenmiljön på grund av ytavrinning av bekämpningsmedel i odlingsintesiva delar av länet?
- Finns lokala påverkanskällor för klorerade bekämpningsmedel vid vissa sjöar och vattendrag? Är det ett läckage från förorenad mark?
- Finns det liknande problem i lakvattenrecipienter liknande de man sett i Molnbyggen i andra sjöar eller vattendrag? Har Molnbyggen återhämtat sig, eller finns det fortfarande en effekt på vattenmiljön?

Provtagningsverksamheten behöver fortsätta för att vi ska kunna svara på alla frågor, både med kemiska analyser men också med nya analysmetoder.

För att närma oss målet om en *giftfri miljö* behöver kunskapen om miljögifter och dess påverkanskällor öka. Utifrån den utökade kunskapsgrunden kan sedan miljöförbättrande åtgärder genomföras, för att minska spridningen av miljögifter till vår miljö.

Referenser

Ahlbom, J. & Duus, U. 1992. Rena smörjan? Smörjmedel – möjlighet till förändring. KemI Rapport 8/92.

Bernes, C. 1998. Organiska miljögifter – Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem Naturvårdsverket Monitor 16. Värnamo. AB Fählts tryckeri.

Carlsson, G. & Norrgren, L. 2004. Synthetic Musk Toxicity to early Life Stages of Zebrafish (*Danio rerio*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, vol 46, s. 102-105.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999a. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Toluene. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/216 (2016-04-05).

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999b. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: DDT (total). http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/293 (2016-04-11)

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999c. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/243 (2016-04-20)

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001a. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated dioxins and furans (PCDD/Fs). http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/245 (2015-12-08).

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001b. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated biphenyls (PCBs). http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/295 (2016-04-21).

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2009. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated biphenyls (PCBs). http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/244 (2015-12-08).

CKB (KompentensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel). 2011. http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/kompetenscentrum-for-kemiska-bekampningsmedel/information-om-bekampningsmedel-i-miljon1/ (2015-12-04).

Englöv, P., Cox, E.E., Durant, N.D., Dall-Jespen, J., HøjBjerg Jørgensen, T., Nilsen, J. & Törneman, N. 2007. Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandling. Naturvårdsverket. Rapport 5663.

Engström, J. 2011. Litteraturstudie 2001: Doftämnen, Komplexbildande ämnen, Urval av föreslagna nya prioriterade ämnen inom WDF, Övriga. Naturvårdsverket Rapport.

Esbjörnson, C. 2002a. Pentaklorbensen och triklorbensen. Examensarbete del I. Naturvårdsverket/Karolinska Institutet.

EU Kommissionen, 2011, Förordning (EU) nr 1259/2011 om gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke-dioxinlika PCB i livsmedel, http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R1259. (2015-12-04)

Evenset, A., Leknes, H., Christensen, G.N., Warner, N., Remberger, M. & Gabrielsen, G.W. 2009. Screening of new contaminants in samples from the Norwegian Arctic – Silver, Platinum, Bisphenol A, Tetrabrombisphenol A, Siloxanes, Phtalates (DEHP) and Phosphororganic flame retardants. Norwegian Pollution Control Authority Report1049/2009.

Faxneld, S., Danielsson, S. & Nyberg, E. 2014. Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. Naturhistoriska riskmuseet, Report 9:2014.

Haglund, P. & Marklund, A.. 2005. Organofosfater i Svensk miljö – Ett screeninguppdrag från Naturvårdsverket. Naturvårdsverket rapport.

Hanaeus, Å., 2014, Dioxiner och kvicksilver i sjön Grycken – Redovisning av sediment- och fiskundersökningar 2012, Rejlers Sverige AB, Rapport 139608/12610.

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2015. HVMFS 2015:4 Havs- och vatten-myndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, https://www.havochvatten.se/download/18.add3e2114d2537f6a66cc7/1430904172183/HVMFS-2013-19-ev.pdf (2015-06-14)

Hedtke, S.F, West, C.W., Allen, K.N., Nordberg-King, T.J., & Mount, D.I. 1986. Toxicity of pentachlorophenol to aquatic organisms under naturally varying and controlled environmental conditions. Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 5, s. 531-542.

Johansson, H. G. 2015. Personlig kommunikation, hans.g.johansson@falun.se, 2015-12-02.

Jonsson, B., 2013, Personlig kommunikation, boril@alumite.se, 2013-01-30.

Järnberg, U., Fridén, U., Haglund, M., Johansson, C. & Nilsson, M.-L. 2005. Screening av klorparaffiner i den Svenska miljön. Naturvårdsverket Rapport.

Kaj, L., Andersson, J., Palm Cousins, A., Remberger, M., Brorström-Lundén, E. & Cato, I. 2005. Results from the Swedish National Screening Programme 2004 – Subreport 4: Siloxanes. IVL Rapport B1643.

Kaj, L., Palm Cousins, A., Ekheden, Y., Dusan, B., Strömberg, K., Brorström-Lundén, E. & Cato, I. 2006. Results from the Swedish National Screening Programme 2004 – Subreport 2: Octachlorostyrene, Monochlororstyrenes and β-bromostyrene. IVL Rapport B1646.

KemI. 1993. Teknisk beskrivning av ämnet: Komplexbildare. http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=komplex 2015-12-04).

KemI. 2001. Flödesanalys för kemiska ämnen: Några ftalater. http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=ftalater (2015-12-01).

KemI. 2005. Teknisk beskrivning av ämnet: Adipinsyraestrar (Adipater). http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=adipinsyraestrar (2015-12-04).

KemI. 2006a. Hexabromocyklododekan (HBCDD) och tetrabrombisfenol-A (TBBPA). KemI Rapport 3/06.

KemI. 2006b. Perfluorinated substances and their use in Sweden. KemI Rapport 7/06.

KemI. 2007. Flödesanalys för kemiska ämnen: Etylbensen. http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=etylbensen (2015-12-01).

KemI. 2010a. Flödesanalys för kemiska ämnen: Xylen (UPAC) (isomer). http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=xylen (2015-12-01).

KemI. 2010b. Flödesanalys för kemiska ämnen: Styren. http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=styren (2015-12-01).

KemI. 2011. Flödesanalys för kemiska ämnen: Siloxaner. http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=siloxaner (2015-12-04).

KemI. 2012. Flödesanalys för kemiska ämnen: Bisfenol A (BPA) http://webapps.kemi.se/flodesanalyser/AmnesInfo.aspx?amne=bisfenola (2015-12-01).

KemI. 2015a. Prioriteringsguiden – PRIO: Bromerade flamskyddsmedel. http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/bromerade-flamskyddsmedel (2015-12-01).

KemI. 2015b. Prioriteringsguiden – PRIO: Alkylfenoler och deras derivat, http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/alkylfenoler-och-deras-derivat (2015-12-04)

KemI. 2015c. Prioriteringsguiden – PRIO: Klorerade lösningsmedel. http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/klorerade-losningsmedel (2015-12-04).

KemI. 2015d. Prioriteringsguiden – PRIO: Klorparaffiner. http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/klorparaffiner. (2015-12-04).

KemI. 2015e. Prioriteringsguiden – PRIO: Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah (2015-12-04).

KemI. 2015f. Prioriteringsguiden – PRIO: Polyklorerade bifenyler (PCB) http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polyklorerade-bifenyler-pcb (2015-12-04).

KemI. 2015g. Prioriteringsguiden – PRIO: Tennorganiska föreningar. http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/tennorganiska-foreningar (2015-12-04).

KemI. 2015h. Antibakteriella ämnen läcker från kläder vid tvätt – analys av silver, triklosan och triklokarban i textilier före och efter tvätt. PM 4/11.

KemI. 2015i. Högfluorerande ämnen – PFAS. http://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/verksamhet/handlingsplan-for-en-giftfri-vardag/hogfluorerade-amnen-pfas (2016-04-27).

KFD (Klima- og forurensningsdirektoratet). 2012. Utkast til Bakgrunns-dokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport TA3001/2012. Versjon 1.

KI (Karolinska Institutet). 2014. Ftalater. http://ki.se/imm/ftalater (2016-04-06).

Kirkegaard, A., Bignert, A. & McLachlan, M.S. 2013. Bioaccumulation of decamethylcyclopentasiloxane in perch in Swedish lakes. Chemosphere (93) s. 789-793. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653512012891 (2016-04-28, doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.050).

Larson, D. 2010. Metallpåverkade sjöar och vattendrag i Dalarna. Länsstyrelsen Dalarnas län Rapport 2010:08.

Livsmedelsverket, 2015, Dioxiner och PCB, http://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb/#Rekommendationer (2015-10-08)

Loh, C., Johansson, V. & Ivarsson, P. 2003. Utredning av ämnen inför screening 2004: Adipater, akrylnitril, oktaklorstyren med flera, limonen, siloxaner, mirex, klorerade naftalener, endosulfan, isocyanater. Naturvårdsverket Rapport.

Läkemedelsverket. 2014. Frågor och svar om parabener om konserveringsmedel i kosmetika och hygienprodukter. https://lakemedelsverket.se/parabener (2015-12-04).

Länsstyrelsen Dalarnas län. 2011. Strategi för miljögifter 2011-2013 – Miljöenheten Länsstyrelsen Dalarnas län. PM 2010:05. Länk (2016-05-03).

Länsstyrelsen Västra Götalands län. 2012. Operativ övervakning av miljögifter. Rapport 2012:50. Länk (2016-06-20).

Löf M., Reutgard M., Eriksson Wiklund A.-K. & Sundelin B. 2010. Känslig fortplantning varslar om miljögifter. *Havet 2011*, s. 81-87.

Naturvårdsverket. 2005. Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen. Rapport 5462.

Naturvårdsverket. 2006. Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2003-2004. Rapport 5524.

Naturvårdsverket. 2007a. Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker – en kunskapsöversikt. Rapport 5736.

Naturvårdsverket. 2008. Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatisk miljö. Rapport 5908. Reviderad utgåva 2.

Naturvårdsverket. 2009a. Betydelse av pentaklorfenolbehandlat trä för spridning av dioxiner i miljön. Rapport 5911.

Naturvårdsverket. 2009b. Utsläpp i siffror: Di-(etylheyl)-ftalat (DEHP) http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/DEHP/ (2015-12-04).

Naturvårdsverket. 2009c. Utsläpp i siffror: Hexaklorbutadien (HCBD). http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Hexaklorbutadien/ (2015-12-04).

Naturvårdsverket. 2009d. Utsläpp i siffror: Triklorbensener http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Triklorbensener/ (2015-12-04)

Naturvårdsverket. 2009e. Utsläpp i siffror: Organiska tennföreningar (Sn-org). http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Tennorganiska-foreningar/ (2015-12-04)

Naturvårdsverket. 2009f. Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket. 2010a. Utsläpp i siffror: Dioxin. http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Dioxin/ (2015-12-04).

Naturvårdsverket. 2010b. Sågverk – Fakta om branschen och dess miljöpåverkan. Branschfakta. Utgåva 1.

Naturvårdsverket. 2014. Screening. http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakning/Miljogiftssamordning/Screening/# (2015-12-04).

Naturvårdsverket. 2016. Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpnings-medel – En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 6709.

NPIC (National Pesticide Information Center), 1999, DDT (General Fact Sheet), http://npic.orst.edu/factsheets/ddtgen.pdf (2015-11-11).

Palm, A., Sternbeck, J., Remberger, M., Kaj, L. & Brorström-Lundén, B. 2002. Screening av Pentaklorfenol (PCP) i miljön. IVL Rapport B1474.

Pieterse, B., Winter, R., Felzel, E., Sonneveld, E., van der Burg, B. & Brouwer A., 2010, The PAH-CALUX®; a dedicated bioassay for the detection of carcinogenic PAHs, PM av Biodetection Systems. http://www.biodetectionsystems.com/fileadmin/user_upload/BDS/Documenten/Posters/2010_PAH_CALUX_BDS_DIOXIN2010.pdf (2015-12-04).

Remberger, M., Andersson, J., Palm Cousins, A., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Brorström-Lundén, E. & Cato, I. 2005. Results from the Swedish National Screening Programme 2004 – Subreport 1: Adipates. IVL Rapport B1645.

Remberger, M., Woldegiorgis, A., Kaj, L., Andersson, J., Palm Cousins, A., Dusan, B., Ekheden, Y. & Brorström-Lundén, E. 2006. Results from the Swedish Screening 2005 – Subreport 2: Biocides. IVL Rapport B1700.

Remberger, M.,Sternbeck, J. & Strömberg, K. 2002. Screening av triclosan och vissa bromerade fenoliska ämnen i Sverige. IVL Rapport B1477-2.

Roos, A., Berger, U., Järnberg, U., van Dijk, J. & Bignert, A. 2013. Increasing concentrations of perfluoroalkyl acids in Scandinavian otters (*Lutra lutra*) between 1972 and 2011: A new threat to the otter population? Environmental Science and Technology (47) s. 11757-11765. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es401485t (2016-04-28).

Sternbeck, J., Remberger, M. & Josefsson, K. 2008. Indikatorer för effecter från organiska ämnen i limniska system. IVL Rapport B1771.

Stockholm Convention. 2016. Listingo f POPs in the Stockholm Convention. http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx (2016-04-02).

Sundkvist, A. & Haglund, P. 2008. Organofosfatestrar i humanmjölk och fisk från svenska sjöar och kustnära områden – ett screeningprojekt från Naturvårdsverket. Naturvårdsverket/IVL Rapport.

Törneman, N. 2008. Screening of musk substances. SWECO Environment Screening report 2008:2.

van den Berg, M., Birnbaum, L.S, Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Håkansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N. & Peterson, R.E. 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds (Review). Toxicological Science (92) s. 223-241. http://toxsci.oxfordjournals.org/content/93/2/223.full.pdf+html (2016-03-30, doi:10.1093/toxsci/kfl055).

WHO (World Health Organization). 2013. State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012. Redigerad av Bergman, Å., Heindel, J.J., Jobling, S., Kidd, K.A. & Zoeller, R.T. http://www.who.int/iris/bitstream/10665/78101/1/9789241505031_eng.pdf?ua=1 (2016-05-10)

WSP Environmental. 2004. Framtagning av mer information om kemiska ämnen aktuella för screening 2005. Rapport 28.

Bilagor

Bilaga 1.

Bilaga 1. Exempel på produkter och deras användningsområden för de ämnesgrupper som påträffats i Dalarnas ytvatten.

Produkt	Ämnesgrupp	Användningsområde
Bekämpningsmedel	BTEX	Växtskydd och skydd mot skade-insekter/djur
	Klorerade bekämpningsmedel	Växtskydd, skydd mot skadeinsekter/ djur, träskydd
	Klorfenoler (hexaklorfenol)	Träskydd, växtskydd, textilskydd
	Klorfenoler (pentaklorfenol)	Träskydd
	Metaller och tungmetaller (Cu, Hg)	Båtbottenfärger, växtskydd
	PAHer (kreosot)	Träskydd
	Tennorganiska föreningar	Båtbottenfärg, träskydd
Drivmedel	Alifater	
	BTEX	
	Metaller och tungmetaler (Pb)	
	Siloxaner	
Flamskyddsmedel	Bromerade flamskyddsmedel	Hemelektronik, möbeltextilier, isoleringsmaterial
	Klorparaffiner	Plasttillsats
	Organofosfater	Plasttillsats
	PCBer	Isoleringsvätskor
	Perfluorerade ämnen	Brandsläckningsskum
Hydraulolja	Organofosfater	Flygindustrin
	PCBer	Processindustrinndustrin
	Perfluorerade ämnen	Flygindustrin
Isolatormedium	PCBer	Transformatorer, kondensatorer
	Siloxaner	Elektronikprodukter
Konserveringsmedel	Parabener	Hygienartiklar, kosmetika, livsmedel, läkemedel
	Tennorganiska föreningar	Kemiska produkter
Lösningsmedel	Adipater	Färg, färgborttagningsmedel
	BTEX	Färg, avfettningsprodukter, lim, tätningsmedel, färg
	Ftalater	Parfym
	Klorbensener	Industrikemikalie
	Klorerade alifater	Industrikemikalie

Bilaga 1. Fortsättning.

Produkt	Ämnesgrupp	Användningsområde
Mjukgörare	Adipater	Plast, byggmaterial, färger, kosmetika, drivmedel
	BTEX	Ursprungsmaterial till PVC
	Ftalater	Plast, golvbeläggningsmaterial, tätningsmedel, tapeter, kablar
	Klorerade och bromerade styrener	Plasttillsats
	Klorparaffiner	Plasttillsats
	Organofosfater	Plasttillsats
	PAHer(högaromatiska oljor)	Gummi
	PCBer	Fogmassa
	Siloxaner	Hygienartiklar, kosmetika, färger, lacker,
Oavsiktligt bildade biprodukter	Dioxiner och furaner	Högtemperaturprocesser, ofullständig förbränning, träimpregnering, papparsmassaproduktion
	Klorfenoler (pentaklorfenol)	Metabolit av hexaklorbensen
	Metaller och tungmetaller	Metallindustrin, gruvindustrin, batterier
	Oktaklorstyren	Ofullständig förbränning, klorindustrin
	PAHer	Högtemperaturprocesser, ofullständig förbränning, förbränning av fossila bränslen
	PCBer	Högtemperaturprocesser, ofullständig förbränning, klorindustrin
Parfymämnen	Klorbensener (diklorbensen)	Luktförbättrare på offentliga toaletter, ARV
	Klorerade och bromerade styrener	Hygienartiklar
	Myskämnen	Hygienartiklar, kosmetika, luktförbättrare
Rengöringsmedel	Fenoler (Alkylfenoler)	Industrikemikalie
	Perfluorerade ämnen	Industrikemikalie
Smörjmedel	Adipater	
	Alifater	Smörjoljor
	Klorparaffiner	Industrikemikalie
	Organofosfater	
Stabilisator	Fenoler (Bisfenol A)	Plast, lim, golvbeläggningsmaterial
	PCBer	Fogmassa
	Tennorganiska föreningar	Plats

Bilaga 1. Fortsättning.

Produkt	Ämnesgrupp	Användningsområde
Ytaktiva ämnen	Fenoler (Alkylfenoler)	Textilimpregnering
	Klorfenoler (pentaklorfenol)	Textilimpregnering
	Perfluorerade ämnen	Impregnering av textilier, papper, läder, stål, mm
	Siloxaner	Industrikemikalier

Bilaga 2.

Bilaga 2a. Prioriterade ämnen[1] inom de ämnesgrupper som analyserats av Länsstyrelsen Dalarna mellan 2004 och 2014. Prioriterade ämnen beslutas av EU kommissionen och har gränsvärden som styr den kemiska statusen inom vattenförvaltningen. Gränsvärdena för prioriterande ämnen är gränsvärdesnormer[2].

Prioriterade ämnen	
Ämnesgrupp	**Ämne**
Bekämpningsmedel	Isoproturon, cybutryn, terbutryn
Bromerade flamskyddsmedel	Pentabromdifenyletrar (28, 47, 99, 100, 153, 154), Hexabromcyklododekan (HBCDD)
BTEX	Bensen
Dioxiner & dioxinlika PCBer	7 dioxiner, 10 furaner, 12 PCBer
Fenoler	Nonylfenol (4-NP), oktylfenol (4-tert-OP)
Ftalater	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)
Klorbensener	Triklorbensen, pentaklorbensen, hexaklorbensen (HCB)
Klorerade alifater	Klortetraklorid, 1,2-dikloretan, diklormetan, tertakloretylen, trikloretylen
Klorerade bekämpningsmedel	Alaklor, atrazin, klorfenvinfos, diuron, ΣDDT, p,p-DDT, endosulfan, klorpyrifos, hexaklorbutadien (HCBD), hexaklorcyklohexan (HCH), simazin, trifluralin, dikofol, kinoxifen, aklonifen, bifenox, cypermetrin, diklorvos, heptaklor & heptaklorepoxid
Klorfenoler	Pentaklorfenol
Klorparaffiner	SCCP
Tungetaller	Cd, Hg, Ni, Pb
PAHer	Antracen, fluoranten, naftalen, benso(a)pyren, beso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(gih)perylen, ideno(123cd)pyren
Perfluorerade ämnen	PFOS
Tennorganiska föreningar	TBT

[1] Prioriterade ämne och Särskilda förorenande ämnen enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2015:4.

[2] En miljökvalitetsnorm som anger en föroreningsnivå av prioriterade och vissa andra förorenande ämnen som inte får överskridas i en vattenförekomst. Ingen rimlighetsavvägning behöver göras för gränsvärdesnormer i fråga om tillämpningen av hänsynsregler för verksamheter/verksamhetsutövare (se 2 kap. 7§ Miljöbalken).

Bilaga 2b. Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)[3] inom de ämnesgrupper som analyserats av Länsstyrelsen Dalarna mellan 2004 och 2014. SFÄ beslutas av Havs- och vattenmyndigheten och har klassgränser som påverkar den ekologiska statusen inom vattenförvaltningen.

Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)	
Ämnesgrupp	**Ämne**
Bekämpningsmedel	Bentazon, broponol, diflufenikan, glyfosat, MCPA, metribuzin, metsulfuronmetyl, pirimikarb, sulfusulfuron
Fenoler	Bisfenol A, nonylfenoletoxilat, triklosan
Klorparaffiner	MCCP
Klorerade bekämpningsmedel	Diklorprop-P, kloridazon, MCPA, mekoprop & mekoprop-P
Läkemedel	Diklofenak, 17-α-etinylöstradiol, 17-ß-östradiol
Tungetaller	As, Cr, Cu, U, Zn
PCBer	Icke dioxinlika PCBer (28, 52, 101, 138, 153, 180)

[3] Särskilda förorenande ämnen enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2015:4 (HaV 2015).

LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN