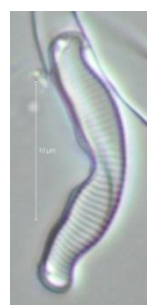
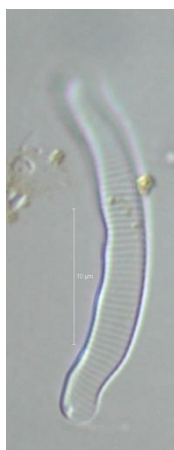


Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten



Rapport, år och nr: 2012/12
Rapportnamn: Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten
Upplaga: Endast publicerad på webben
Utgivare: Länsstyrelsen Blekinge län, 371 86 Karlskrona.
Dnr: 502-1623-2011
Författare: Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, SLU
Kontaktperson: Andreas Nilsson, Länsstyrelsen Blekinge län
Foto/Omslag: Normal, svag inbuktad och tydligt inbuktad kiselalg ur släktet Eunotia,
Maria Kahlert
Layout: Författaren
ISSN: 1651-8527

© Länsstyrelsen Blekinge län

Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten

Rapportförfattare Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet	Utgivare Länsstyrelsen Blekinge län Postadress 371 86 Karlskrona Telefon 010-22 40 000
Rapporttitel och undertitel Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten	Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering Nationell miljöövervakning
Nyckelord för plats Sverige	
Nyckelord för ämne Kiselalger, miljögifter, miljögiftsindikator, rinnande vatten, tungmetallpåverkan (Cu, Cd, Pb, Zn), bekämpningsmedelpåverkan	
Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2010 – 2011	
I genomsnitt är andelen deformerade kiselalgsskal lågt och variationen liten mellan år i svenska vattendrag opåverkade av tungmetaller eller jordbruk ($0,23 \pm 0,45$ %). Andelen ökar signifikant tio gånger under tungmetall (Cu, Cd, Pb, Zn)- och bekämpningsmedelspåverkan. Värden > 1 % ska noteras som en indikation på en möjlig påverkan. Under tungmetallpåverkan ökade andelen deformerade skal signifikant till $2,72 \pm 5,11$ %. Antal kiselalgstaxa och diversiteten sjönk under den starkaste tungmetallpåverkan (taxaantal < 20, diversitet < 2 (Shannon)). Det noterades även att i 80 % av fallen utvecklades en kiselalg flora som består av taxa som troligtvis kan utveckla en tolerans mot tungmetaller (> 50 % summan av relativ abundanser av <i>Achnanthydium minutissimum</i> gruppen, <i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot, <i>Fragilaria gracilis</i> Østrup, <i>Eunotia steineckii</i> Petersen, <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing, <i>Eunotia exigua</i> (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och <i>Eunotia incisa</i> Gregory plus <i>Eunotia spec.</i> Dalarna). Bara förekomsten av denna flora är dock inte ett tecken på metallpåverkan, eftersom den förekommer även vid andra miljöförhållanden utan tungmetallstress. Andelen deformerade skal ökar signifikant tio gånger även under bekämpningsmedelpåverkan ($2,2 \pm 2,5$ %). Andelen missbildningar verkar integrera giftbelastningen en till två månader innan kiselalgsprovtagningen, längre bakåt blev kopplingen svagare. Antal kiselalgstaxa och diversiteten sjönk även här, men variationen var stor. Andelen deformerade skal ökade inte vid påverkan från andra gifter av vattendirektivets prioriterade ämnen än av bekämpningsmedlen. Det behövs mer data och mer kunskap för att kunna avgöra vilka kombinationer av miljögifter som är giftig för kiselalger, och exakt hur den påverkar deformationer, diversiteten och taxaantalet.	

UTVECKLING AV EN MILJÖGIFTSINDIKATOR – KISELALGER I RINNANDE VATTEN

I genomsnitt är andelen deformerade kiselalgsskal lågt och variationen liten mellan år i svenska vattendrag opåverkade av tungmetaller eller jordbruk ($0,23 \pm 0,45$ %). Andelen ökar signifikant tio gånger under tungmetall (Cu, Cd, Pb, Zn)- och bekämpningsmedelspåverkan. Värdet > 1 % ska noteras som en indikation på en möjlig påverkan. Under tungmetallpåverkan ökade andelen deformerade skal signifikant till $2,72 \pm 5,11$ %. Antal kiselalgstaxa och diversiteten sjönk under den starkaste tungmetallpåverkan (taxaantal < 20 , diversitet < 2 (Shannon)). Det noterades även att i 80 % av fallen utvecklades en kiselalg flora som består av taxa som troligtvis kan utveckla en tolerans mot tungmetaller (> 50 % summan av relativ abundans av *Achnanthes minutissimum* gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Eunotia steineckii* Petersen, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory plus *Eunotia spec.* Dalarna). Bara förekomsten av denna flora är dock inte ett tecken på metallpåverkan, eftersom den förekommer även vid andra miljöförhållanden utan tungmetallstress. Andelen deformerade skal ökar signifikant tio gånger även under bekämpningsmedelpåverkan ($2,2 \pm 2,5$ %). Andelen missbildningar verkar integrera giftbelastningen en till två månader innan kiselalgsprovtagningen, längre bakåt blev kopplingen svagare. Antal kiselalgstaxa och diversiteten sjönk även här, men variationen var stor. Andelen deformerade skal ökade inte vid påverkan från andra gifter av vattendirektivets prioriterade ämnen än av bekämpningsmedlen. Det behövs mer data och mer kunskap för att kunna avgöra vilka kombinationer av miljögifter som är giftig för kiselalger, och exakt hur den påverkar deformationer, diversiteten och taxaantalet.

Innehåll

Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten.....	3
Syfte och bakgrund	6
Dataunderlag.....	7
Metoder	9
Skaldeformationer i opåverkade vattendrag – övervakning trendvattendrag.....	12
Bakgrund trendvattendragen	12
Resultat trendvattendrag – andel deformationer	13
Resultat trendvattendrag – kategorier deformationer	14
Skaldeformationer i metallpåverkade vattendrag	16
Resultat metallpåverkade vattendrag – diversitet och taxaantal.....	17
Resultat metallpåverkade vattendrag – andel deformationer	18
Resultat metallpåverkade vattendrag – kategorier deformationer	19
Resultat metallpåverkade vattendrag – taxasammansättning	19
Skaldeformationer i vattendrag påverkat av miljögifter	21
Typområden jordbruksmark	21
Resultat vattendrag påverkat av miljögifter – diversitet och taxaantal.....	22
Resultat vattendrag påverkat av miljögifter – skaldeformationer.....	22
Vattendragsdata från länsstyrelser	26
Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – skaldeformationer	26
Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – diversitet och taxaantal	28
Resultat pesticidpåverkade vattendrag – kategorier deformationer	30
Slutsatser miljögifter	31
Problem i studien	32
Slutsatser utvecklingen av en kiselalgsmiljögiftsindikator	33
Tack.....	35
Litteratur.....	35

Syfte och bakgrund

2011 startades projektet ”Utveckling av en kiselalgsmiljögiftsindikator” med stöd från regional miljöövervakning, miljömålsuppföljningen, Havs- och vattenmiljöanslaget samt SLU:s FoMA program ”giftfri miljö”. Projektet är ett vidareutvecklingsprojekt utgående från det gemensamma delprogrammet inom den regionala miljöövervakningen ”Kiselalger i vattendrag” (start 2009) och det gemensamma delprogrammet ”Vattendirektivets prioriterade ämnen” (PRIO-projekt 2010-2011), ett samarbete mellan länsstyrelser, projektledning Blekinge län.

Syftet med projektet är att utveckla och testa en biologisk indikator för uppföljningen av miljömålet ”Giftfri miljö” i ytvatten, en indikator som kan ge en samlad, tidsintegrerad bedömning av påverkan av olika miljögifter på biologin i ekosystemet och som samtidigt är tids- och kostnadseffektiv.

Organismgruppen fastsittande kiselalger valdes för utvecklingen av denna indikator eftersom de är dokumenterat goda indikatorer på miljöpåverkan (Kahlert et al. 2007) och används ganska frekvent redan nu i Sverige (Kahlert 2011a, b). Kiselalgsindikatorer ingår i nuvarande bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007, 2008) och rekommenderas i en europeisk studie som biologiska indikatorer för de flesta vattentyper av rinnande vatten (Hering et al. 2006), användningen i sjöar är under förberedelse (SIS-Remiss 9917 prEN 13946 (2012)). Den tänkta miljögiftsindikatorn skulle ganska enkelt kunna läggas till den nuvarande bedömningen genom att utnyttja provtagningen som redan finns.

För utvecklingen av indikatorn skulle följande parametrar testas för lämpligheten att spegla en miljögiftspåverkan:

- 1) andelen deformerade skal, både den totala andelen och andelen av olika former (t.ex. olika deformationer av skalformen och av mönstret på skalet), som i opåverkade vatten skall ligga under 1 %.
- 2) eventuell förekomst av vissa toleranta kiselalgstaxa under miljögiftspåverkan samt låg diversitet och antal taxa (med bakgrunden att vissa kiselalgstaxa kan utveckla en tolerans och sedan dominerar)

Vad gäller kiselalgers lämplighet som miljögiftsindikator så har studier i Europa visat att metaller och/eller bekämpningsmedel i ett vattendrag påverkar kiselalgerna på fyra sätt: förändringar i artsammansättning (känsliga taxa försvinner, taxaantal minskar), reduktion av biomassa, effekter på samhällsstrukturen och att skalen deformeras (Cattaneo et al. 2008, Falasco et al. 2009, Morin et al. 2011). Det har visat sig att vissa arter av kiselalger är goda indikatorer på tungmetallpåverkan och andra på bekämpningsmedelpåverkan (Falasco et al. 2009). Genom att räkna antal deformerade skal vid en kiselalgsanalys, samt att bedöma om taxaantalet är onaturligt lågt och om vissa känsliga arter har försvunnit, skulle man därför kunna sluta sig till om lokalen är påverkad av miljögifter.

Observera att man har hittat att skaldeformationer kan uppstå även vid annan typ av stress än genom miljögifter, såsom låga flöden, uttorkning, starkt ljus, höga temperaturer, saltintrång och kiselbrist (Falasco et al. 2009).

Även i Sverige har det utförts undersökningar av miljögifters påverkan på kiselalger och en pilotstudie fann att även om det fanns mätbar påverkan av miljögifter så kan resultaten från de europeiska studierna (Kelly 2007, Morin et al. 2011) inte direkt överföras till svenska förhållanden (Jan-Ers 2009). Möjligtvis kan detta bero på att kiselalgssamhällena och de kemiska förhållandena är annorlunda. Det behövdes därför

en grundlig studie med data från svenska vattendrag för att utveckla en giftindikator för Sverige.

I Dalarna genomfördes en kiselalgsstudie 2005 och 2007 i vatten med förhöjda tungmetallhalter (Kahlert & Gottschalk 2008). Denna studie visade på tre typiska faktorer för metallpåverkan; låg diversitet, lägre antal av vissa kiselalgstaxa samt deformerade skal. Trots detta hamnade vattendragen inom ”god” eller ”hög” status då man klassade dem med det nuvarande indexet IPS. Detta visar tydligt på att ett index där hänsyn tas till antalet deformerade skal behöver utarbetas. I Skåne genomfördes 2010 och 2011 en studie i vatten med förhöjda bekämpningsmedelhalter (Eriksson & Jarlman 2011, Pirzadeh 2011), där ett samband hittades mellan andelen missbildade kiselalgsskal och både summan av alla bekämpningsmedel (kumulativ koncentration) och antalet substanser. En tredje studie av deformerade kiselalgsskal gjordes av SLU 2009-2011 i de 48 nationella trendvattendragen, där de flesta var opåverkade. Dessa analyser skulle kunna användas som referensmaterial.

Under de senaste två åren har en stor mängd kiselalgs- samt vattenkemidata levererats till SLU inom ramen för två pågående projekt, båda med Länsstyrelsen i Blekinge län som projektledare; det gemensamma delprogrammet inom den regionala miljöövervakningen ”Kiselalger i vattendrag” (nr 218 1030, dnr 235-3269-10Mm) samt inom miljömålsuppföljningsprojektet ”Jämförande test av kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för näringspåverkan och surhet inom miljömålsuppföljningen” (nr 708 0929, dnr 741-6774-08Mk). Provtagning av kiselalger inom det gemensamma delprogrammet startade 2010 och krav ställs nuförtiden på att antal deformerade skal ska räknas vid analysen. Genom detta fanns det ytterligare underlagsmaterial att jobba med vid utveckling av indikatorn.

Föreliggande projekt skulle utnyttja fördelarna av att två av Naturvårdsverkets/Hav- och Vattenmyndighetens gemensamma delprogram (kemiskt: ”Vattendirektivets prioriterade ämnen”, biologiskt: ”Kiselalger i rinnande vatten”) och några forskningsprojekt har generat både gift- och kiselalgsdata. Utmaningen var och är att sammanföra alla data samt att komplettera alla luckor, och göra de jämförbara.

Dataunderlag

Den ursprungliga planen (2011) omfattade 82 lokaler (tabell 1). Bidraget från Havs- och vattenmiljöanslaget samt från SLU:s FoMA program ”giftfri miljö” gjorde det möjligt att utöka programmet med 128 vattendrag. I slutändan samlades data in från 218 vattendrag som delvis provtogs flera gånger, totalt 363 provtagningar. För 151 vattendrag finns tungmetallmätningar, för 63 (delvis överlappande) mätningar av prioriterade substanser och/eller bekämpningsmedel.

Tabell 1. Lokaler som ingick i studien, planerade, genomförda och utvärderade 2010-2011, samt nya planerade 2011.

Län	Planerade lokaler 2010	Planerade 2011	Antal genomförda	Metaller	Andra miljögifter
Blekinge	1		3 & 3 ¹	4	3
Dalarna	20	6	26 ¹	26	
Jämtland	1		1	1	1
Jönköping	2		4 ²	3	2
Kalmar	5		5 ³	5	5
Kronoberg	3		3	3	
Norrbottn	8		6 ⁴	8	
Skåne ⁵	8		16 & 5*2 (2010) 14 & 6*3 (2011)	5 (2010), 5*3 (2011)	9*5 & 3 (2010), 5*3 (2011)
Stockholm	5		4 & 3 retro. ⁶	7	5
Södermanland	4		3	3	4
Uppsala	9	1-2	5 & 4 retro.	9	9
Värmland	2		2	2	2
Västerbotten	7	65	16	16	
Örebro	3		3 ⁷ & 4	4	3
Östergötland	4	2	7 ⁸	7	4
NMÖ		48	3*50 ⁹	17 & 14	
Forskningsprojekt "Typområden jordbruksmark"		6*3år	8 (2007) ¹⁰ , 3+2(2008) ¹¹ , 4 (2010-11)	3+2 (2008)	8 (2007) ¹⁰ , 3+2(2008) ¹¹ , 4 (2010-11)
Forskningsprojekt "arktisk-alpina vattendrag"			15	7	
Summa lokaler	82	128	218 (363 provtagningar)	151	63

¹ två RMÖ tillkom "gratis" (metaller)

² två SRK tillkom "gratis" (metaller)

³ Lyckebyån tillhör SRK (analys Medins)

⁴ två gick ej att ta pga. högt vattenflöde

⁵ Lst Skåne hade eget KA/gift projekt 2010 och 2011. 2010 med fokus på upprepade giftmätningar (5ggr/år) och en KA provtagning (n=26, bara 1 med detaljerade skaldeformationsanalyser), 2011 med tillägg av upprepade KA provtagningar och detaljerade skaldeformationsanalyser (n=19: kemi och KA 3 ggr/år i 6 vattendrag, 2 prover kunde ej tas, n=16, tillkom 3 vattendrag med en provtagning var).

⁶ 4 prover har analyserats retrospectivt detaljerade, men Märstaån finns inga giftdata tillgängliga

⁷ Loviseholmsbäcken utan detaljerad kiselalgsanalys

⁸ tre tillkom "gratis" med RMÖ

⁹ i dagsläget tas kiselalger i 50 trendvattendrag, i 17 av vattendragen tas regelbundet metallprover, 2006 mättes metaller i en extrainsats i ytterligare 14

¹⁰ 2007 data från ett projekt med Willem Goedkoop (intern rapport)

¹¹ 2008 data från en doktorandstudie (Jenny Rydh), inkluderande 2 referensvattendrag till typområden

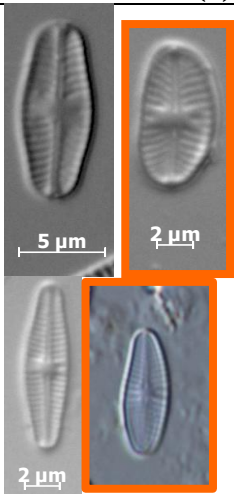
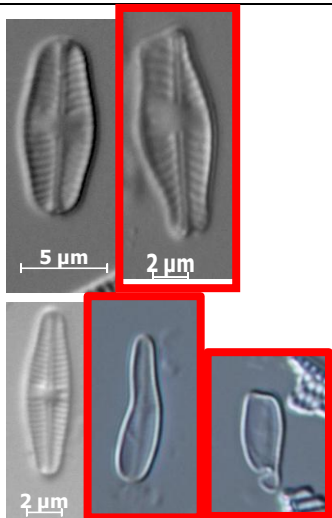
Metoder

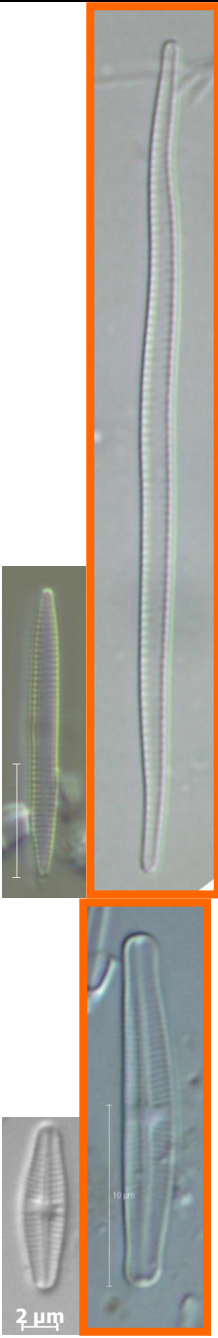
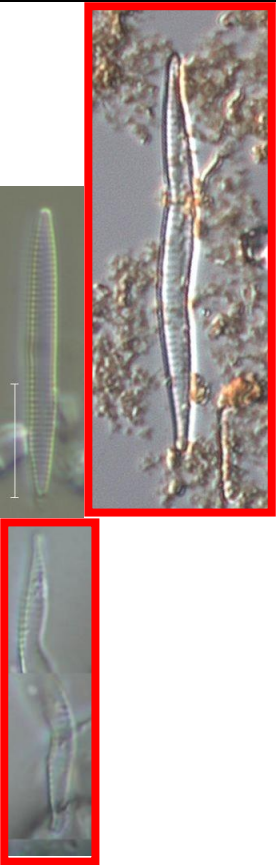
Alla kiselalgsdata som använts i det föreliggande projektet kommer från prover som har tagits enligt standardmetoden och algerna räknades och index beräknades efter samma standard ("Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys", Naturvårdsverket 2007).

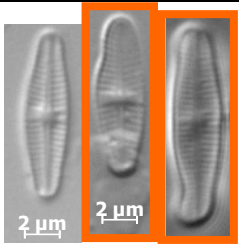
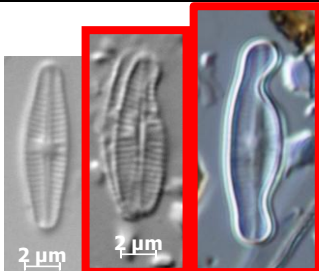
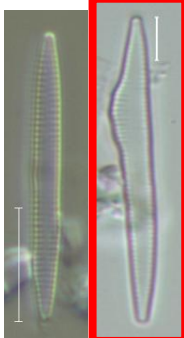
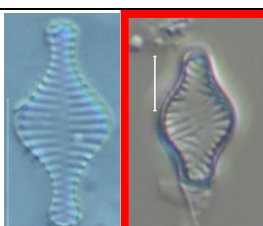
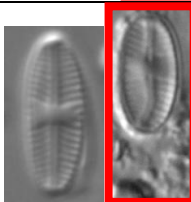
Metoden i sin tur är baserad på de Europeiska standardmetoderna för provtagning och analys av kiselalger (SIS SS-EN 13946 2003, SIS SS-EN 14407 2005).

För analysen av skaldeformationer finns ännu ingen standardmetod, den har utvecklats tillsammans med Amelie Jarlman, Jarlman Konsult AB, Lund och Medins Biologi AB, Mölnlycke. Som i standardmetoden räknades minst 400 kiselalgsskal, samtidigt noterades under räkningen om skal var deformerat enligt följande: En "onormal form" (1) delades in i kategorier "asymmetrisk" (A), "böjd" (B), "inbuktad" (C), "utbuktad" (D) och "övrigt" (E). Ett "onormalt mönster på skalet" (2) delades in i kategorierna "avvikande striering" (A), "avvikande raf" (B) och "övrigt" (C). Alla deformationer separerades också i bedömningarna "svag" (s) eller "tydlig" (t), vilket gav totalt 16 olika kategorier. Missbildningarna angavs sedan i procent av de minst 400 stycken räknade skalen, som antal "svaga" respektive "tydliga" missbildade skal i alla kategorier ovan och foton av representativa missbildade skal togs.

Metoden att bedöma skaldeformationer innehåller ett viss mått av subjektivitet, eftersom det ligger i kiselalgexpertens bedömning vilken kategori och vilken grad ett deformerat skal skall tilldelas. Skalen är sällan bara "svagt" eller "tydligt" deformerat, utan det förekommer alla övergångar, samtidigt som ett missbildat skal ibland kan tilldelas flera kategorier. Metoden bygger dessutom på detaljstudier av kiselalgsskalen och kräver mycket uppmärksamhet framförallt för att upptäcka svagt missbildade former. Metoden är inte heller interkalibrerad än, men SLU:s biologilaboratorium och underleverantörer Petra Werner, Diatoms as Bioindicators, Berlin, Tyskland, Amelie Jarlman och Medins Biologi AB som analyserade alla deformationer har i möjligaste mån harmoniserat sättet att bedöma deformationerna. När ett skal uppvisade flera deformationer så tilldelades det kategorin för den tydligaste missbildningen. För jämförelsen visas här alla kategorier med ett odeformerat skal bredvid (figur 1).

Onormal form (1)			
		1As Svag asymmetrisk Exempel: Släkte <i>Sellaphora</i>, <i>A. minutissimum</i>	
			1At Tydlig Asymmetrisk Exempel: Släkte <i>Sellaphora</i>, <i>A. minutissimum</i>

	1Bs Svag böjd Exempel: Släkte <i>Fragilaria</i>., <i>A. minutissimum</i>		1Bt Tydlig böjd Exempel: Släkte <i>Fragilaria</i>.,
	1Cs Svag inbuktad Exempel: Släkte <i>Eunotia</i>		1Ct tydlig inbuktad Exempel: Släkte <i>Eunotia</i>

	1Cs Svag inbuktad Exempel: Släkte <i>Achnanthidium</i>		1Ct tydlig inbuktad Exempel: Släkte <i>Achnanthidium</i>
			1Ds tydlig utbuktad Exempel: Släkte <i>Fragilaria</i>.,
			1Et tydlig övrig
Onormalt mönster (2)			
			2At Tydlig avvikande striering Exempel: Släkte <i>Fragilaria</i>.,sl
			2Bt tydlig avvikande raf Exempel: Släkte <i>Eolimnia</i>
			2Ct Tydlig övrig (exempel: mönster rätt, men asymmetriskt) Exempel: Släkte <i>Eolimnia</i>

Figur 1. Kiselalgsdeformationer – indelningen i olika kategorier. Röda markeringar är ”tydligt” deformerade skal, orange markeringar är ”svagt” deformerade skal, odeformerade av samma taxon visas för jämförelse bredvid. Vänster kolumn: svag deformation, höger: tydlig deformation.

Utförarna har efter utvärdering av denna studie kommit överens om att i framtiden slå ihop alla fem kategorierna inom ”onormal form” till en kategori, och alla tre inom

”onormalt mönster på skalet” också till en, under bibehållning av skillnaden mellan ”svaga” och ”starka” avvikelser, eftersom styrkan på avvikelserna samt tillkomsten av ”onormala mönster på skalet” möjligtvis kan användas för att hitta en miljögiftspåverkan, men troligtvis inte underkategorierna, de försvårar bara jämförbarheten mellan utförare.

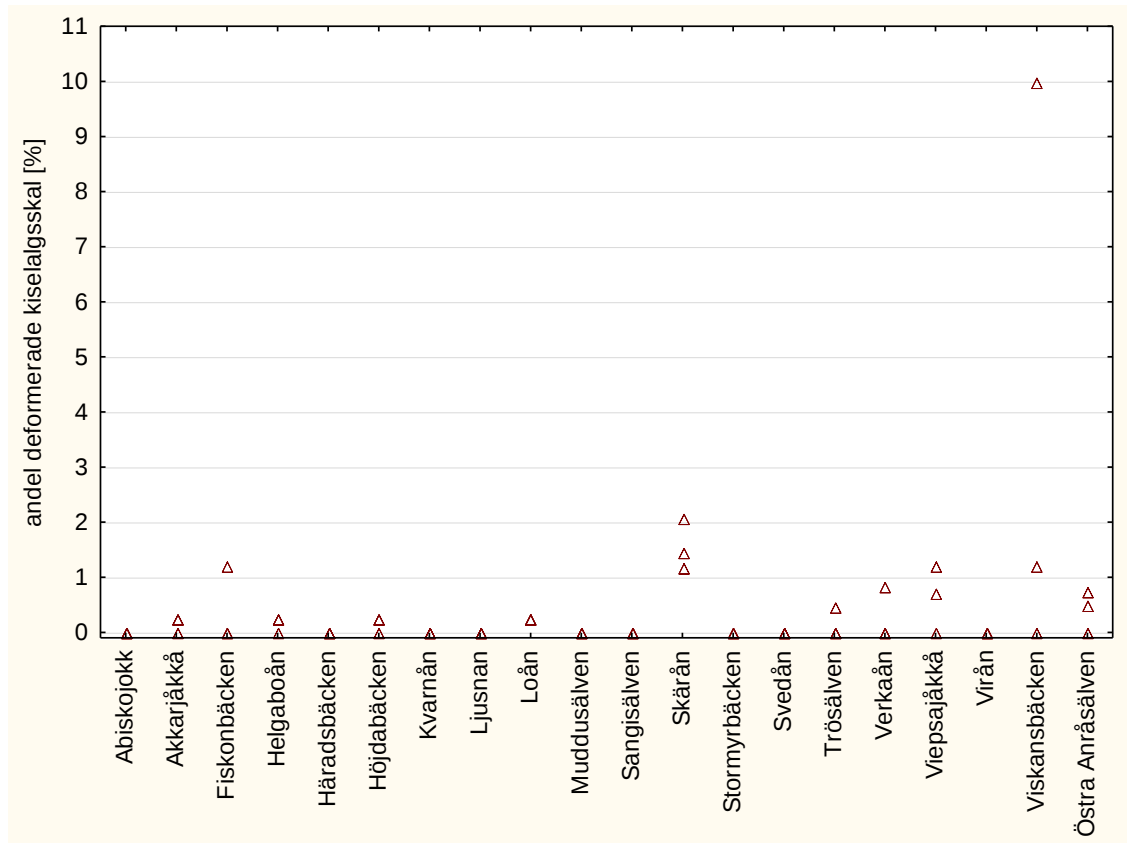
Skaldeformationer i opåverkade vattendrag – övervakning trendvattendrag

Bakgrund trendvattendragen

För att studera om skaldeformationer av kiselalger förekommer även i opåverkade vatten, samt i så fall redogör för hur vanligt detta är och vilka variationer som finns mellan år, analyserades skaldeformationer från kiselalgsprover i alla 50 vattendrag som provtogs för kiselalger inom Delprogrammet Trendvattendrag 2009-2011. Huvudsyftet med detta program inom den nationella miljöövervakningen är att följa tillstånd och storskaliga förändringar i vattendrag som inte är påverkade av lokala/regionala utsläpp eller intensiv markanvändning (Institutionen för vatten och miljö, SLU, 2011). Bakgrunden är alltså att trendvattendragen borde ha en relativ opåverkat vattenkemi. För att vara säkra på att verkligen bara studera vattendrag med låga metallhalter sållades först alla vattendrag ut där det inte finns ett mätprogram för tungmetaller (n=19). Det återstod 17 lokaler med ett regelbundet tungmetallprogram, samt 14 lokaler där ett tungmetallprov togs hösten 2006 (Kahlert, M. & Jarlman, A. 2006), delvis finns avslutade metallprogram som bekräftar värden från 2006. För dessa lokaler klassades tungmetallhalten enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999). Metoden från 1999 användes eftersom det är ett relativt enkelt och beprövat sätt att klassa alla vattendrag i fem grupper med stigande metallhalt. Om någon av metallklasserna koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni) eller arsenik (As) översteg klass 3 (måttligt höga halter) uteslöts hela vattendraget från analysen. 20 lokaler återstod med låga tungmetallhalter (figur 2). Det finns idag nyare förslag till gränsvärden för koppar (Cu), zink (Zn) och krom (Cr) (Naturvårdsverket 2008) samt EU-gemensamma gränsvärden för kadmium (Cd), bly (Pb) och nickel (Ni) (European Commission 2012) som kanske kan användas i framtida analyser.

Det antogs att även miljögifter bör vara låga/obefintliga i dessa vattendrag eftersom kriterier för urvalet av trendvattendragen var just att dessa inte skulle vara påverkade av lokala/regionala utsläpp eller intensiv markanvändning. De flesta utvalda vattendrag har antingen ingen åkermark alls i avrinningsområdet (n=7) eller under 1 % (n=6) och ingen tätort i närheten (Corinne data & SLU). Fem vattendrag har 2-10 % åkermark i avrinningsområdet (Helgaboån, Häradsbäcken, Loån, Skärån, Svedån), och bara Verkeån (26 %) och Östra Anråsälven (13 %) har en någon högre andel åkermark och Verkeån (0,6 %), Virån (0,3 %) och Svedån (0,2 %) har tätort i avrinningsområdet.

Resultat trendvattendrag – andel deformationer

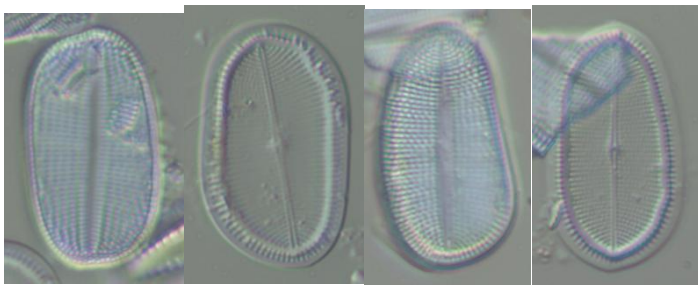


Figur 2. Skaldeformationer av kiselalger i 20 opåverkade trendvattendrag med låga tungmetallhalter, data för åren 2009-2011 (en höstprovtagning var).

I de flesta av de undersökta nära totalt opåverkade vattendragen var andelen deformerade skal mycket lågt, och varierade nästan inte alls mellan år (figur 2). Vattendragen med något förhöjda värden verkade bibehålla dessa även under andra år. Medelvärdet för deformationer var $0,39 \pm 1,78$ % (medel och standardavvikelse, i det senare ingår 3,05 % standardavvikelse mellan vattendragen och 1,32 % avvikelse mellan år). Detta värde är nästan exakt samma som det man funnit för hela Europa ($0,35 \pm 0,05$ %, $n=143$, Morin et al. 2012, ingen till låg metallpåverkan).

Ett undantag fanns, och det var Viskansbäcken 2011, där andelen deformerade skal låg på nästan 10 %, de flesta var svagt asymmetriska skal av *Cocconeis placentula* inkl. varieteter (figur 2a). Ingen förklaring till detta höga värde kunde hittas, det fanns inga större ändringar i vattenkemin mellan åren, och inte heller fältprotokollet gav någon hänvisning. Det förblir en gåta varför andelen deformationer var så mycket högre än åren innan, men när man betraktar den minimala variationen mellan år i de andra vattendrag så verkar det vara rimligt att anta att något har faktiskt hänt i Viskansbäcken inom ca en månad innan provtagningen, som ledde till den mycket förhöjda andelen deformationer. Mera forskning behövs för att förstå hur sådana skaldeformationer uppstår.

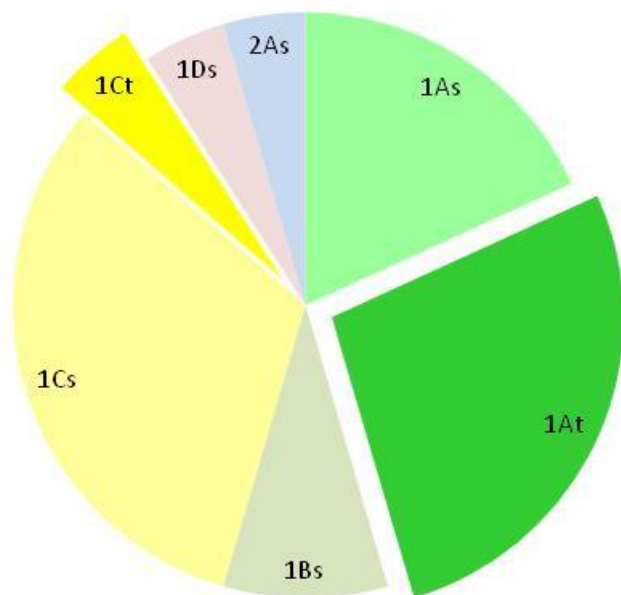
Om man tar ut det höga outlier värdet i Viskansbäcken 2011 så får man ett medelvärde på $0,23 \pm 0,45$ %, och årsvariationen inom ett vattendrag är så lågt ($0,076$ %) att den bara bidrar med 0,1 %.



Figur 2a. Asymmetriska skal av *Cocconeis placentula* inkl. varieteter i Viskansbäcken 2011.

Resultat trendvattendrag – kategorier deformationer

För att kunna avgöra om vissa kategorier deformationer eller vissa taxa skulle kunna användas som indikatorer för påverkan måste bakgrunden för opåverkade vattendrag vara känt. För 2011 förelåg en studie av i vilka kategorier deformationerna föll, för 2009-2011 vilka taxa som var deformerade. Eftersom antalet missbildade skal var väldigt lågt i opåverkade vattendrag inkluderades sju opåverkade arktisk-alpina vattendrag i undersökningen (Kahlert 2012). Summan deformerade skal är ändå bara 26 för 2011 och 92 för åren 2009-2011 (Viskansbäcken 2011 utesluts som outlier), så det är viktigt att vara försiktig med tolkningen.



Figur 3. Andel olika deformationer i 11 opåverkade trendvattendrag med låga tungmetallhalter, data för år 2011 (n=26 deformerade skal, Viskansbäcken 2011 utesluten).

Angående kategorier så är det tydligt att de svaga missbildningarna överväger (fig. 3), en tredjedel av deformationerna klassas som tydliga. Deformationer av formen dominerar starkt, både i de svaga och tydliga kategorierna, mest är det asymmetri och inbuktningar som syns.

Vissa kiselalgstaxa hade starkare tendenser än andra att bilda deformationer i de undersökta vattendragen utan tungmetall- eller annan miljögiftspåverkan (tabell 2), men dessa slutsatser är som sagt mycket preliminära pga. det ganska begränsande datamaterialet (n = 20 vattendrag och 156 deformerade skal åren 2009-2011). Många fler vattendrag borde undersökas för att kontrollera resultaten. *Achnanthydium minutissimum* gruppen var det taxon som förekom oftast i de opåverkade vattendragen, i genomsnitt med 32 %, men bara var tionde deformerade skal var en *A. minutissimum*, dvs. att sett till förekomsten hade *A. minutissimum* en tendens att vara mera sällan deformerad. Tvärtom var det med *Cocconeis placentula* Ehrenberg inklusive varieteter och *Fragilaria gracilis* Østrup, dessa taxa förekom i genomsnitt med bara 2 % resp. 5 % r, men ca vart fjärde deformerade skal var en *C. placentula* och vart fjärde en *F. gracilis*, dvs. de hade en högre benägenhet att utbilda deformerade skal än andra taxa.

Tabell 2. Taxa i undersökta opåverkade vattendrag (n = 20) 2009-2011. Tabellen visar den genomsnittliga relativa förekomsten och den relativa andelen detta taxon har av alla deformerade skal (totalt n = 156). * underordnade taxa är summan av alla taxa i hela datamaterialet som ej uppnår 0,2 % relativ förekomst i genomsnitt, ** andra dominerande taxa är summan av alla taxa som uppnår 0,2 % relativ förekomst i genomsnitt och som inte visas i tabellen redan. (outlier Viskansbäcken 2011 utesluten)

	% total	% deformerade av total deformerade
<i>Achnanthydium minutissimum</i> grupp	32,1	8,7
<i>Rosithidium pusillum</i> Round & Bukhtiyarova	1,2	2,2
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg inkl varieteter	2,2	27,2
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	4,8	27,2
<i>Fragilaria capucina</i> grupp 2	0,6	2,2
<i>Staurosira pinnata</i> var. <i>pinnata</i> Ehrenberg	0,3	1,1
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve & Moeller	0,3	1,1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	8,1	8,7
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	0,8	3,3
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i> Lange-Bertalot & Nörpel	0,4	1,1
<i>Eunotia meisteri</i> Hustedt	0,5	1,1
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0,3	1,1
Andra underordnade taxa*	16,7	15,2
<i>Eunotia incisa</i> var. <i>incisa</i> W. Smith & W. Gregory	5,6	
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	4,0	
<i>Gomphonema exilissimum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	2,8	
<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt	2,6	
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	1,5	
<i>Eunotia</i> spp.	1,1	
Andra dominerande taxa**	14,3	

Några slutsatser kan dras. För det första, så förekommer deformationer naturligt även i opåverkade vattendrag. Medelvärde är $\sim 0,39\%$, ungefär samma som i övriga Europa. Detta värde varierar inte mycket mellan vattendrag (standardavvikelse $\pm 1,78\%$) och än mindre mellan år (standardavvikelse $\pm 0,076\%$) om man bortser från outliern. För det andra, så kan gränsen mellan opåverkat och påverkat vatten dras ungefär vid tröskelvärde 1% , precis som tidigare studier visade (Morin et al. 2012), det stämmer för de flesta undersökta vattendrag. Det finns dock undantag där det inte stämmer, vattendrag som har en lite högre deformationsandel än andra (t.ex. Skärån). För det tredje måste man vara beredd på att det även kan finnas outliers i till synes opåverkade vattendrag, orsaken till detta är oklar. Deformationerna som hittades i opåverkade vattendrag var till 2/3 delar svaga, och nästa alla deformationer föll i kategori onormal form, antingen asymmetriskt eller inbuktade. Bland kiselalgstaxa hade särskild *C. placentula* och *F. gracilis* en tendens till att bilda deformerade skal, medan *A. minutissimum* utbildade färre deformerade skal än förväntat, men det undersökta materialet var inte stort och analys av fler vattendrag borde göras för att testa detta

Skaldeformationer i metallpåverkade vattendrag

För undersökningen om metallpåverkan på kiselalger i svenska vattendrag användes förutom trendvattendragens och de arktisk-alpina vattendragens data även ett stort dataunderlag från länsstyrelserna (se tabell 1). Det mest kompletta dataunderlaget med framförallt den längsta renodlade metallgradienten kom från Dalarna ($n = 26$ vattendrag, Kahlert & Gottschalk 2008). Andra län med troligen ganska renodlat metallpåverkan från gruvdrift var Norrbotten (8) och Västerbotten (16). Utöver det bidrog följande län med data från vattendrag med mätningar av tungmetaller: Blekinge (4), Jämtland (1), Jönköping (3), Kalmar (5), Kronoberg (3), Skåne (8), Stockholm (7), Södermanland (3), Uppsala (9), Örebro (4) och Östergötland (7). Vissa vattendrag hade upprepade (3) kiselalgsprovtagning för analys av inomårsvariationen. Antalet vattendrag med analys av kiselalgschaldeformationer och tungmetaller är därmed 104 från länsstyrelserna och 38 från trendvattendrag samt arktisk-alpina vattendrag. Sammanlagt finns det alltså tungmetall- och kiselalgsdata från 142 vattendrag. I de flesta av de regionala programmen mäts tungmetaller efter filtrering av ytvatten, i de nationella programmen mäts metaller på ofiltrerat vatten (Köhler 2010), några stationer hade bara data från passiva provtagare (Kronoberg och tre från Östergötland). För trendvattendragen mäts tungmetaller varje månad. I övriga vattendrag finns allting från engångsprovtagningar (42), 2-5 provtagningar (13), 6-11 (27) till 12-22 (22).

Tungmetallhalten klassades enligt ovan (Naturvårdsverket 1999, tabell 3), och det visade sig att av de tungmetaller som ingick i studien var det nästan uteslutande Cu, Zn, Cd och Pb som var förhöjda. Enbart ett vattendrag var mest påverkat av As (Maurbäcken). Klassningen av vattendragen följde den högsta klassen någon av tungmetallerna nådde upp till, om exempelvis Cu hamnade i klass 4, ”höga halter”, och alla andra metaller i ”låga halter”, så definierades vattendragen ändå som påverkat av ”höga halter” tungmetaller. Det gjordes också ett försök att beräkna ett medianvärde av alla tungmetallhaltklasserna för att likna ett mera balanserat toxicitetsindex, men maximum av alla klasser visade sig vara bäst kopplade till skaldeformationerna, med några undantag. Det är fortfarande outforskat vilken eller vilka tungmetaller som påverkar ett kiselalgsamhälle mest och under vilka omständigheter, samt varför det ibland kan bli mindre påverkan när fler tungmetaller har förhöjda värden (Morin et al. 2012).

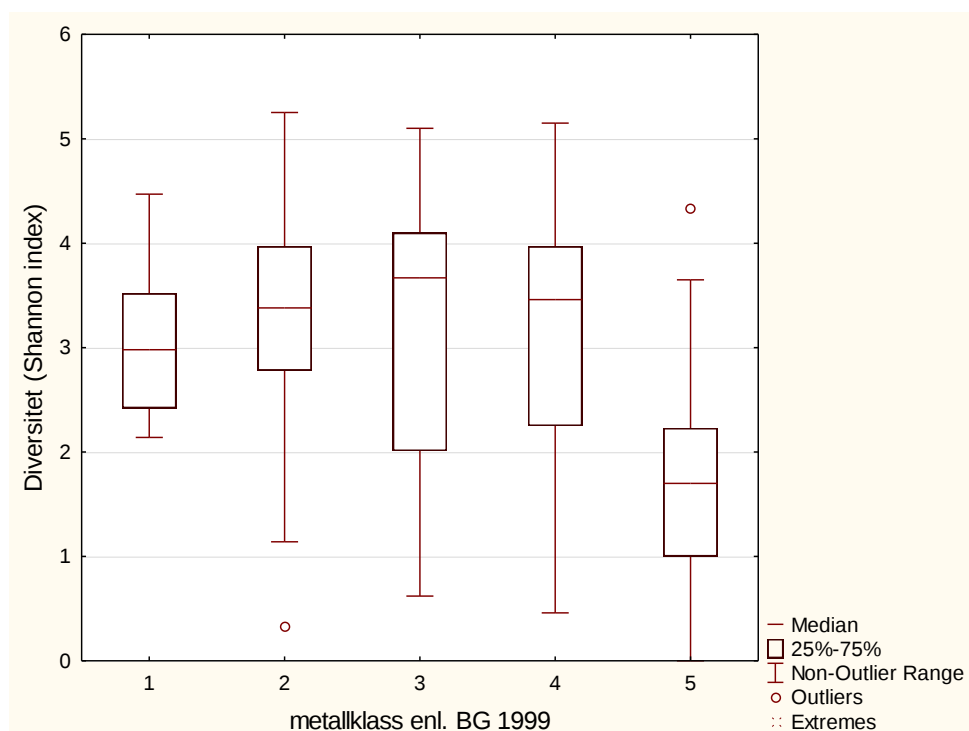
Tungmetallgradienten i studien var ganska obalanserad, de flesta vattendrag hade låga eller mycket låga tungmetallhalter. Gradienten var dock mycket lång och slutade med vattendrag från Dalarna med mycket höga tungmetallhalter (Cu upp till 790 µg/l, Zn upp till 56 000 µg/l, Cd upp till 231 µg/l och Pb upp till 2100 µg/l).

Tabell 3. Tungmetallhalt klassad enligt Naturvårdsverket (1999).

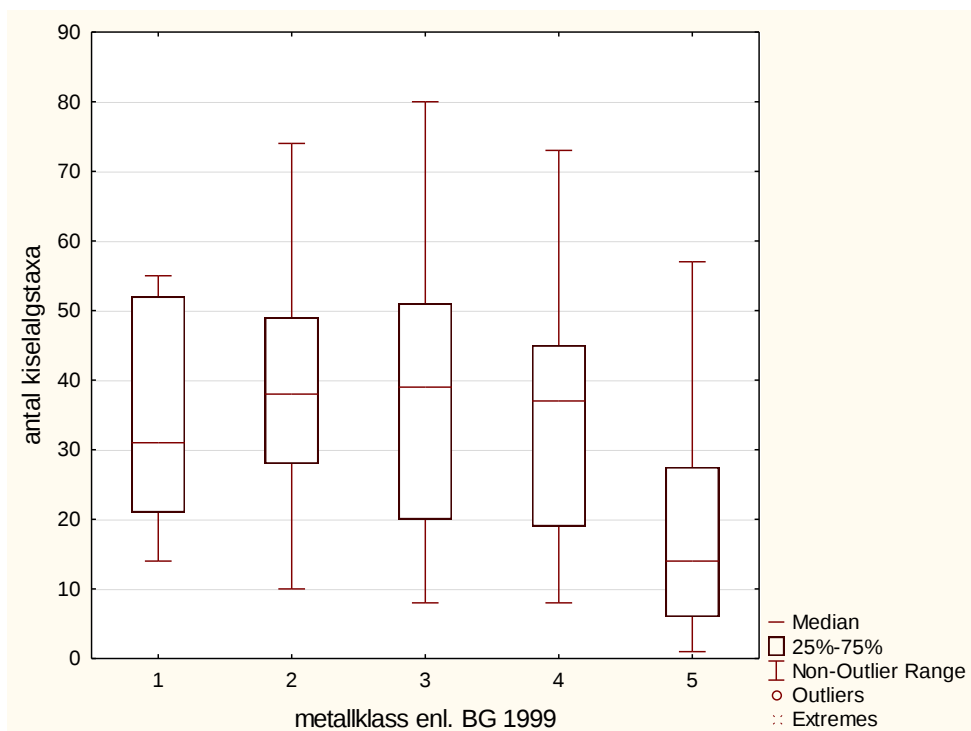
Klass	Beskrivning	Cu [µg/l]	Zn [µg/l]	Cd [µg/l]	Pb [µg/l]
1	Mycket låga halter	≤ 0,5	≤ 5	≤ 0,01	≤ 0,2
2	Låga halter	0,5 - 3	5 - 20	0,01 - 0,1	0,2 - 1
3	Måttliga halter	3 - 9	20 - 60	0,1 - 0,3	1 - 3
4	Höga halter	9 - 45	60 - 300	0,3 - 1,5	3 - 15
5	Mycket höga halter	> 45	> 300	> 1,5	> 15

Resultat metallpåverkade vattendrag – diversitet och taxaantal

En hög tungmetallhalt sänkte både diversiteten och taxaantal i kiselalgssamhälle, men effekten började bli tydlig först vid mycket höga halter (figur 4 och 5).

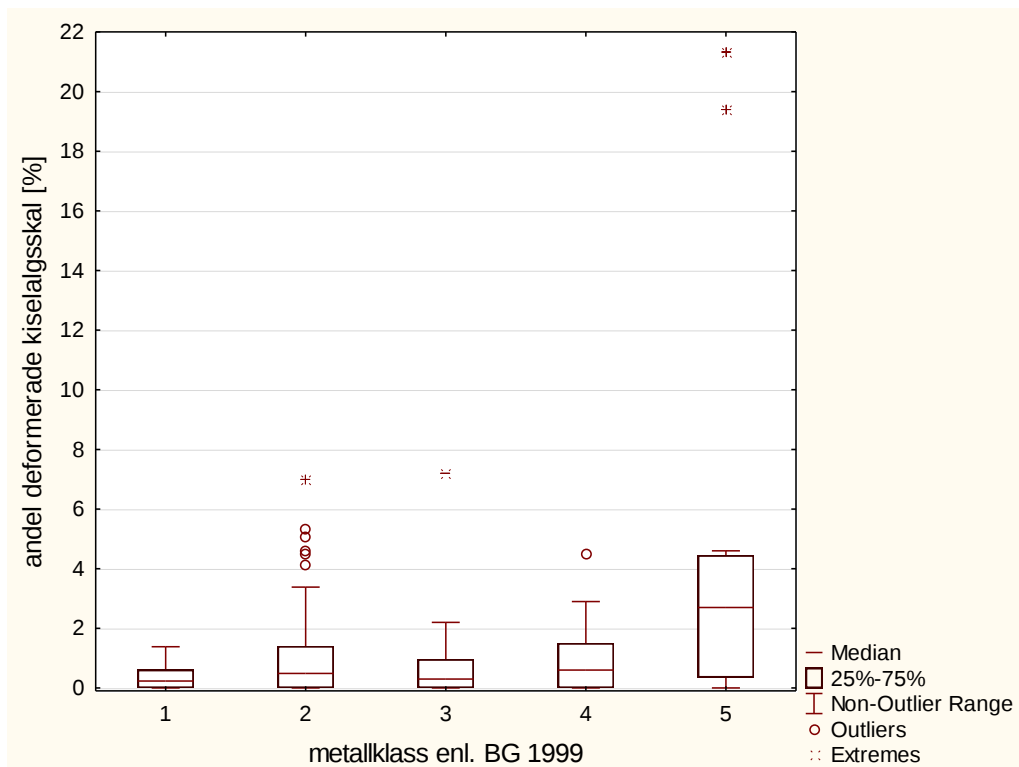


Figur 4. Diversitet (Shannon) vs. metallpåverkan (maximum metallklass enligt bedömningsgrunder 1999, Klass 1 n=11, 2 n=57, 3 n=29, 4 n=15, 5 n=11). Med trendvattendrag.



Figur 5. Taxaantal vs. metallpåverkan (maximum metallklass enligt bedömningsgrunder 1999, Klass 1 n=11, 2 n=57, 3 n=29, 4 n=15, 5 n=11). Med trendvattendrag.

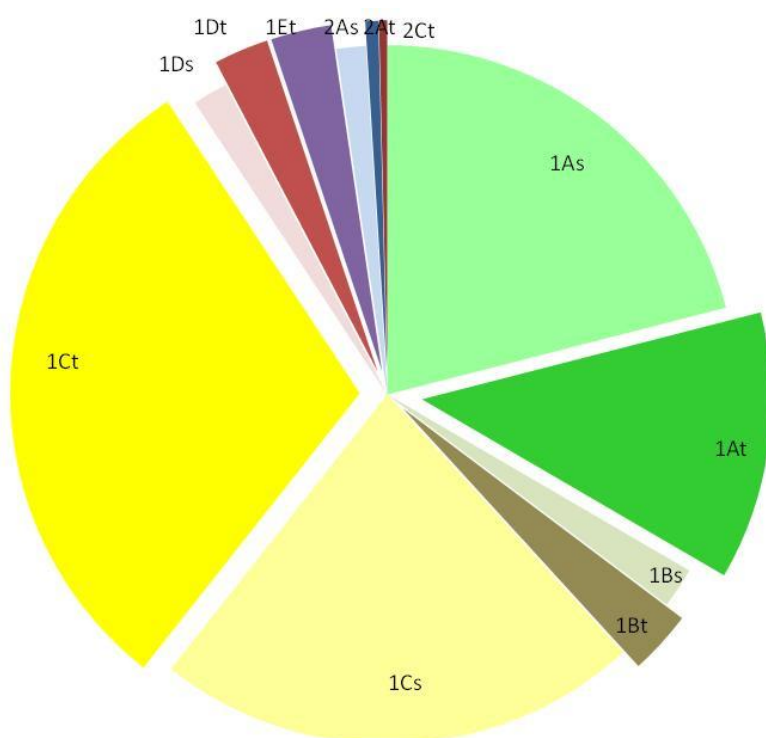
Resultat metallpåverkade vattendrag – andel deformationer



Figur 6. Andel deformationer vs. metallpåverkan (maximum metallklass enligt bedömningsgrunder 1999, Klass 1 n=11, 2 n=65, 3 n=31, 4 n=18, 5 n=12). Med trendvattendrag.

Även andelen deformationer påverkades av tungmetallhalten, men även här mycket tydligt först vid de högsta metallhalter. När man jämför säkert opåverkade vattendrag (24 trendvattendrag från 2009 med maximala metallhalter i klassen 1-2, mycket låg till låg) med tydligt påverkade (29 vattendrag med höga eller mycket höga metallhalter, klass 4 och 5), så är andelen deformerade kiselalgsskal signifikant tio gånger högre i tungmetallpåverkade vattendrag (medel opåverkade $0,27 \pm 0,44$ standardavvikelse mot medel tungmetallpåverkade $2,72 \pm 5,11$ standardavvikelse; Kolmogorov-Smirnov Test, $p < 0,005$). Medelvärde för andelen deformationer under stark tungmetallpåverkan är nästan tre gånger så högt som i Morins et al. (2011) sammanfattning av tungmetallpåverkan världen över ($n=60$ med en CCU > 7, vilket ungefär motsvarar de svenska metallklasserna 4 och 5).

Resultat metallpåverkade vattendrag – kategorier deformationer



Figur 7. Andel olika deformationer i 32 tungmetallpåverkade vattendrag med måttligt höga till mycket höga (klass 3-5) tungmetallhalter, provtagningar 2005-2011 ($n=385$ deformerade skal).

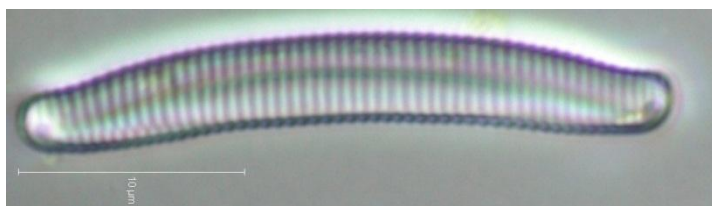
Jämfört med opåverkade vattendrag (figur 3) så har under tungmetallpåverkan (måttligt höga till mycket höga halter, klass 3-5) inte bara mängden deformationer ökat, utan deformationerna har även delvis ändrat karaktär. Från ca en tredjedel tydligt deformerade skal har andelen ökat till över 50 %. Fortfarande dominerar asymmetri och inbuktningar, men flera, ofta tydligt deformerade, kategorier har tillkommit.

Resultat metallpåverkade vattendrag – taxasammansättning

Det är känt att vissa kiselalgstaxa kan utveckla en metalltolerans, och att de delvis i så fall har en nedsatt fallenhet att utveckla deformationer (bl.a. Morin et al. 2012). Observera dock att dessa taxa också förekommer under förhållanden där det inte finns

en metallpåverkan, t.ex. kan några av dem tolererar mycket låga pH värden eller uttorkning.

Det har tidigare visat sig att för Sverige kan en kombination av *Achnanthes minutissimum* gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot och *Fragilaria gracilis* Østrup vara ett kännetecken på stark tungmetallpåverkan från gruvverksamhet (Kahlert & Gottschalk 2008, Jan-Ers 2009), och för surare vatten även *Eunotia steineckii* Petersen och ett taxon ur *Eunotia* släktet som inte gick att artbestämma (figur 8). I det föreliggande materialet summerades deras relativa abundanser för ett prov för alla vattendrag med en metallklass av 4 eller 5 (n=27). Det visade sig att vissa metallpåverkade vattendrag utöver dessa taxa också innehöll många skal av *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory, vilka lades till listan ovan. Summan av den relativa abundansen av dessa taxa översteg 60 % i 18 av 27 prover, och 50 % i 21 av 27 prover.



Figur 8. *Eunotia* sp. ur tungmetallbelastade prover från Dalarna (längd 29-42 µm, bredd 3,1-3,7 µm, 18 striae/10µm)

Vid en närmare granskning av de metallpåverkade prover där summan understeg 50 % togs ett prov bort från analysen (Stormyrbacken i Västerbottens län, 2007), eftersom provet innehöll så få skal att det inte gick att räkna enligt standardmetoden. I fältprotokollet noterades dock att bäcken stank och såg ”död” ut, vilket tyder på att de få kiselalgsskal som ändå hittades troligtvis var antingen tomma eller möjligtvis nyligen kommit till bäcken från andra vattendrag. Det i sin tur bekräftar att det är mycket viktigt att ett kiselalgsprov räknas enligt standardprotokoll, att det noteras när det inte är möjligt, samt att man alltid ska granska fältprotokoll.

I två metallpåverkade vattendrag understeg summan av ovan nämnda toleranta taxa 10 % (Görslövsån, Skåne, och Bällstaån, Stockholm). Bällstaån karakteriserades av ett ganska diversitetsrikt samhälle med relativt många taxa (t.ex. släktet *Nitzschia*) som indikerar förorening med lättnedbrytbara organiska ämnen. Görslövsån karakteriserades av taxa som brukar anses som indikatorer på höga närsaltshalter, men de kan även tolerera miljögifter såsom växtskyddsmedel (se nedan, *Amphora pediculus* s.l.(Kützing), Grunow, *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, *Mayamaea atomus* (Kützing) var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot). Mycket riktigt är Görslövsån högbelastad med växtskyddsmedel (herbicider diflufenikan, glyfosat, isoproturon, insekticid imidakloprid (Eriksson, M. & Jarlman, A. (2011), Pirzadeh, P. (2011)). Bällstaån är förorenad med miljögifter, framförallt med PFOS (perfluorooktansulfonsyra), DEHP (di(etylhexyl)ftalat), och flera PAH (polycykliska aromatiska kolväten). Kiselalgssamhällen i dessa två vattendrag är alltså anpassade framförallt till höga närsaltshalter och lättnedbrytbara organiska ämnen, och de måste kunna tolerera även andra miljögifter än bara tungmetaller. De ovan nämnda kiselalgstaxa som är toleranta mot tungmetallpåverkan skulle aldrig trivas i dessa vatten.

Ytterligare tre prover hade under 50 %, nämligen Lilla Dicka och utloppet av Varpan, Dalarna samt Söderköpingsån (Va07 Söderköpingsån (Färgeboån/Byngsboån,

Byngarens utlopp), Östergötland. I Lilla Dicka, som nästan uppnådde 50 % relativ abundans av summan av de ovan nämnda taxa som kan tolerera tungmetallpåverkan, förekom dessutom mycket *Eunotia minor* (Kützing) Grunow, som delvis var bestämd som osäkert. Denna kiselalga har också rapporterats tidigare som ett taxon som kan utveckla tolerans mot olika typer av stress i ett vattendrag. Utloppet av Varpan och Söderköpingsån (Va07) kännetecknades av en ganska hög diversitet och en påfallande hög andel kiselalger ur gruppen korta *Fragilaria* s.l. (t.ex. *Staurosira pinnata* Ehrenberg, *Staurosira venter* s.l. (Ehrenberg) Cleve & Möller). Korta *Fragilaria* s.l. förekommer typiskt i sjöar, och båda provtagningspunkter ligger i utloppet av sådana. Det borde undersökas på vilket sättet sjö uppströms påverkar både kemin och kiselalgssamhälle nedströms.

Enbart en hög förekomst av de ovan nämnda metalltoleranta taxa är dock ingen indikator på en metallpåverkan, eftersom de alltså kan hittas även i icke-påverkade vattendrag, till exempel i denna studie i många av de opåverkade nationella trendvattendragen. Det är inte känt vilka faktorer som ledde till en hög andel av denna flora, och det vore önskvärd att forska om detta. Det är heller inte känt ifall det verkligen är samma taxon som förekommer under olika sorters stress, eller om det finns olika kryptiska taxa där en undertaxon kan utvecklar tolerans mot en stress.

Skaldeformationer i vattendrag påverkade av miljögifter

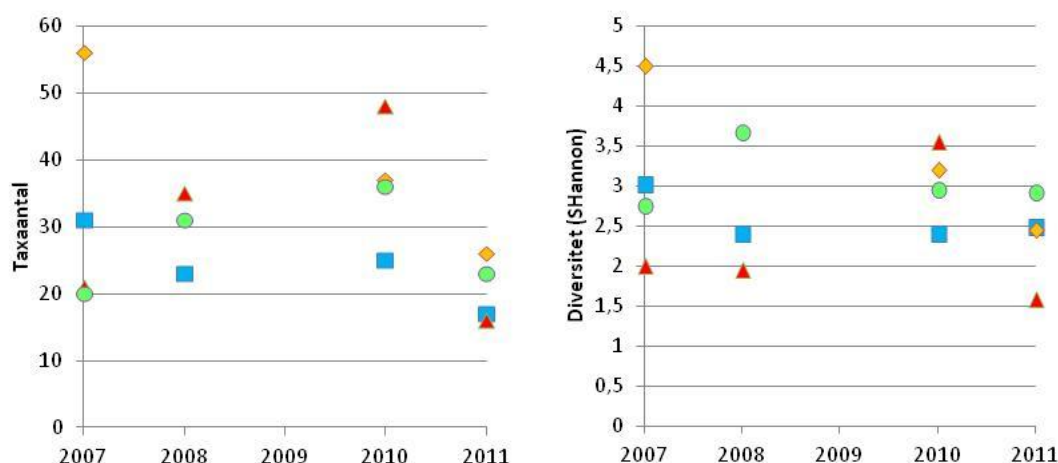
Typområden jordbruksmark

För det föreliggande projekt samlades data in från flera kiselalgsprovtagningar i vattendrag som ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden på jordbruksmark” (Institutionen för mark och miljö (2012). 2007 gjordes en insamling av kiselalger i åtta vattendrag (C6, F26, I28, M36, N34, M42, E21, O18) i samband med ett projekt till Naturvårdsverket (Goedkoop & Kahlert 2008). 2008 gjordes en stor studie inom Jenny Rydhs doktorandprojekte (Institutionen för vatten & miljö) där tre vattendrag i typområden ingick (M42, E21, O18) samt två som skulle tjäna som opåverkade referenser (Silvåkra, Svaneberg). 2010 och 2011 togs kiselalgsprover i alla fyra vattendragen med pesticidmätningar i det ordinarie programmet (N34, M42, E21, O18). I dessa fyra vattendrag mättes 123 (2010) olika bekämpningsmedel varje vecka från maj till oktober (delvis april till november). Vattendragen innehåller mycket bekämpningsmedel, t.ex. i oktober 2008 10-31 substanser över detektionsgränsen, med en sammanlagd toxicitetsindex, PTI (Pesticide Toxicity Index), den sammanlagda kvoten av uppmätta pesticidhalter mot riktvärdeshalter, på 29-442 (Institutionen för mark och miljö 2012). Ett riktvärde är den högsta koncentrationen av en substans i ytvattnet utan negativa effekter på vattenorganismer (Andersson & Kreuger 2011, Kemikalieinspektionen 2011). För de växtskyddsmedel som är listade som prioriterade ämnen under vattendirektivet finns EU-gemensamma miljökvalitetsnormer som kan användas som riktvärde (European Commission 2008), för andra finns förslag till riktvärdena framtagen med samma metod (Naturvårdsverket 2008, Kemikalieinspektionen 2011), för vissa ämnen finns även en uppdatering som användes i denna studie (European Commission 2012).

Om man rangordnar antal bekämpningsmedel som upptäckts över detektionsgränsen, summan av halten av alla bekämpningsmedel (i µg/l) över detektionsgränsen och PTI

(data för 2008), så faller O18 ut som det minst påverkade vattendrag, M42 som näst minst, N34 som tredje och E21 som mest påverkade vattendraget, men O18 skiljer sig mycket från de andra tre som ligger tätt ihop (se figur 10). Denna rangordning är bara grov och säger möjligtvis inte så mycket om den verkliga giftigheten av växtskyddsmedelscocktailen för kiselalger. Det finns för närvarande mycket liten forskning om vilka växtskyddsmedel eller andra prioriterade ämnen som är giftiga för alger, särskilt saknas information om giftigheten för kiselalger. Vissa ämnen som återfinns i låga koncentrationer kan vara mycket giftiga, ofta kännetecknas de av mycket låga riktvärden, men det är sällan känt ifall dessa riktvärden också gäller kiselalger. Dessutom kan substanser reagera tillsammans i en cocktail, vilket kan förstärka giftigheten, men även upphäva den. Här finns väldigt många kunskapsluckor.

Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – diversitet och taxaantal



Figur 9. Kiselalgstaxaantal och diversitet (Shannon) i fyra vattendrag som ingår i miljöövervakningsprojektet typområden på jordbruksmark, rankade efter bekämpningsmedelpåverkan (antal och summan av koncentrationer av funna substanser & PTI). ● minst påverkat (O18), ■ näst minst (M42), ◆ näst mest (N34), ▲ mest påverkat (E21).

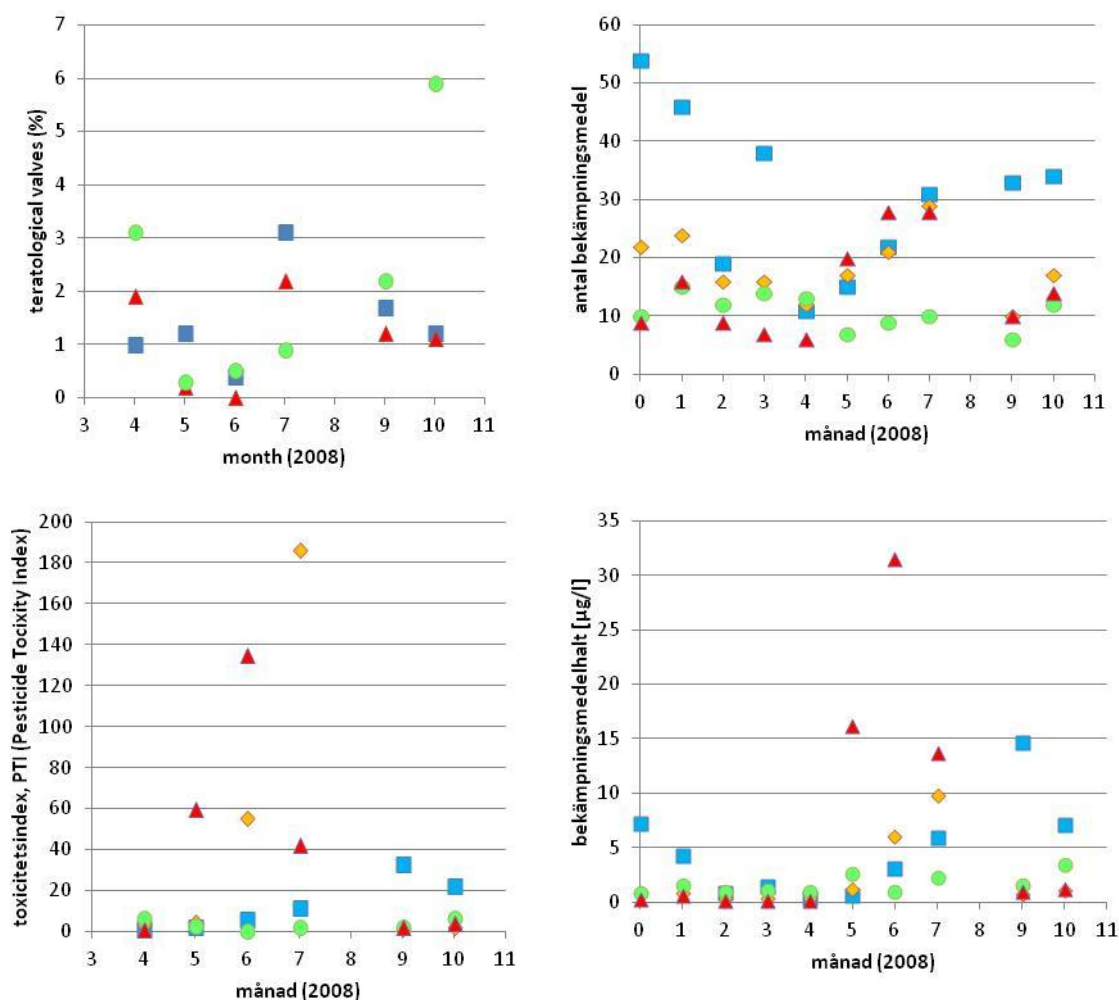
Taxaantalet var inte lägre i de vattendrag som rankades som mest påverkat av bekämpningsmedel. Istället hade de två vattendragen N34 och E21, med mer bekämpningsmedelpåverkan i genomsnitt lite högre taxaantal (figur 9). Trots att diversiteten (Shannon) var i genomsnitt lägst i det mest påverkade vattendraget E21 var den ingen bra indikator på bekämpningsmedelpåverkan rankat enligt ovan, eftersom den näst mest påverkade N34 hade i genomsnitt den högsta diversiteten. Visserligen är denna rankning ganska osäker, eftersom halten eller antalet funna substanser egentligen säger ganska lite om giftighet i ett vattendrag. Dock har O18 i alla avseenden tydlig lägre värden än de andra tre vattendragen (figur 10), och borde stå ut som relativt opåverkat. Istället ligger både taxaantalet och diversiteten i mitten av dessa fyra vattendrag.

Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – skaldeformationer

Tabell 4. Andel kiselalgsskaldeformationer (%) i åtta vattendrag som ingår i miljöövervakningsprojektet typområden på jordbruksmark samt två referensvattendrag som valdes ut pga. en hög andel ekologisk jordbruk i avrinningsområdet (uteslutet ekologisk jordbruk: Silv, delvis även konventionellt: Svan).

År	Månad	C6	F26	I28	M36	N34	M42	E21	O18	Silv	Svan
2007	okt.	0,0	0,2	1,1	0,5	0,4	0,2	2,8	0,0		
2008	april						1,0	1,9	3,1	0,2	2,4
2008	maj						1,2	0,2	0,3	0,0	2,0
2008	juni						0,4	0,0	0,5	0,4	0,7
2008	juli						3,1	2,2	0,9		2,1
2008	sept.						1,7	1,2	2,2	0,2	0,2
2008	okt.						1,2	1,1	5,9		1,0
2010	okt.					0,5	2,6	3,3	0,7		
2011	nov.					2,9	10,4	3,6	5,9		
Medel & StdAv	2007-2011 (okt.)					0,9 ± 1,3	2,7 ± 2,7	1,8 ± 1,4	5,7 ± 3,4		
Medel & StdAv	2008						1,4 ± 0,9	1,1 ± 0,9	2,2 ± 2,1		

När man undersöker hur andelen skaldeformationer varierar över tid så är variationen inom ett år mindre än variationen mellan olika år i det studerade materialet (tabell 4). Överlag tenderade andelen deformationer vara lägst på försommaren efter några högre värden i april, och högst senare på året, för M42 och E21 från juli till oktober, för O18 september och oktober.



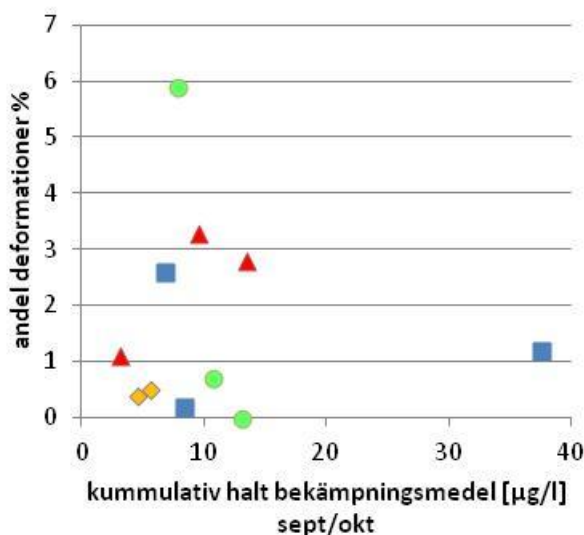
Figur 10. Kumulativt antal bekämpningsmedel över detektionsgränsen, bekämpningsmedelhalt [$\mu\text{g/l}$], och toxicitetsindex, PTI (Pesticide Toxicity Index) i fyra vattendrag som ingår i typområden på jordbruksmark. ● O18, ■ M42, ◆ N34, ▲ E21.

Skaldeformationerna verkar grovt följa bekämpningsmedelbelastning i vattendragen, med låga halter och antal substanser tidigt på året, samt stigande värden från och med maj (figur 10). Det dröjer dock ca en (M42) till två månader (E21) innan skaldeformationsökningen blir synligt. Intressant är att andelen skaldeformationer i E21 förblir något förhöjd efter juli fastän både substanshalt och antal funna substanser är relativt låga i september och oktober. De relativt höga skaldeformationsvärdena i april månad i M42 och E21 kan förklaras genom att bekämpningsmedelpåverkan fortfarande fanns under vintern, det hittades i alla fall förhöjda antal substanser (figur 10), även om halten av dessa var ganska låga under vintern (figur 10). Möjligtvis bidrar barmarken och snösmältningen till tidvis högre halter bekämpningsmedel i vattnet innan april som inte upptäcktes med den något glesare provtagningen under vintern. Intressant var att deformationsandelen i det troligtvis opåverkade vattendraget Silvåkra var låga året om, men för att bekräfta att det verkligen var bekämpningsmedel som

styrde deformationerna behövs en studie av fler opåverkade vattendrag tillsammans med mätningar av bekämpningsmedel, vilket är dyrt.

Det är dock ganska tydligt att O18, som bör vara det minst bekämpningspåverkade vattendraget, har den största andelen missbildade skal. Möjligtvis spelar en annan påverkan här en roll: Under 2008 mättes inte bara bekämpningsmedel, utan också tungmetaller. O18 visade sig ha höga blyhalter (metall klass 4 enligt BG 1999) både i april och i september, samt även måttligt höga koppar- och zinkhalter. Av de andra vattendragen var det enbart M42 som hade förhöjda tungmetallhalter, och då bara koppar måttligt förhöjd från juli till oktober. Visserligen skulle även ett särskild giftigt bekämpningsmedel som bara hade funnits i O18 kunna vara orsaken till den höga deformationsgraden, men de bekämpningsmedel som tydligt överskred sitt RV fanns även i M42 och E21, och dessutom i högre doser. Den enda substansen som enbart fanns i O18 var fenitroton, en insekticid. Den hittades bara i april och bara fyra gånger högre än RV.

Det undersöktes även om den kumulativa bekämpningsmedelhalten under månaden före provtagning och under provtagning var bättre kopplat till skalmissbildningar, som funnen i Skåne av Eriksson & Jarlman (2011). Bekämpningsmedeldata fanns för 2007, 2008 och 2010, men halten förklarade inte varför O18 vartannat år hade hög andel skaldeformationer, och inget samband mellan halten och deformationer hittades (figur 11). Metoden att mäta bekämpningsmedel var inte densamma i Skånestudien som i typområden. I Skåne mättes 41 substanser, visserligen de viktigaste med avseende på mest använda och funna, och oftast över riktvärdet. I typområden mäts 125 substanser. Dessutom togs prover i Skåne en gång per månad, i typområden 3-5 gånger per månad, så en jämförelse mellan dessa studier kan vara påverkad av provtagningsmetoden.



Figur 11. Andel deformerade kiselalgsskal (%) vs kumulativ halt av bekämpningsmedel i perioden direkt före provtagningen (fyra vattendrag som ingår i typområden på jordbruksmark, ● O18, ■ M42, ◆ N34, ▲ E21, åren 2007, 2008, 2010)

En ytterligare förklaring till den högre andel missbildningar skulle kunna vara en annorlunda taxasammansättning med en högre benägenhet att bilda missbildningar. Men O18 innehöll i genomsnitt ungefär en tredjedel *A. minutissimum* och små *Navicula* s.l.,

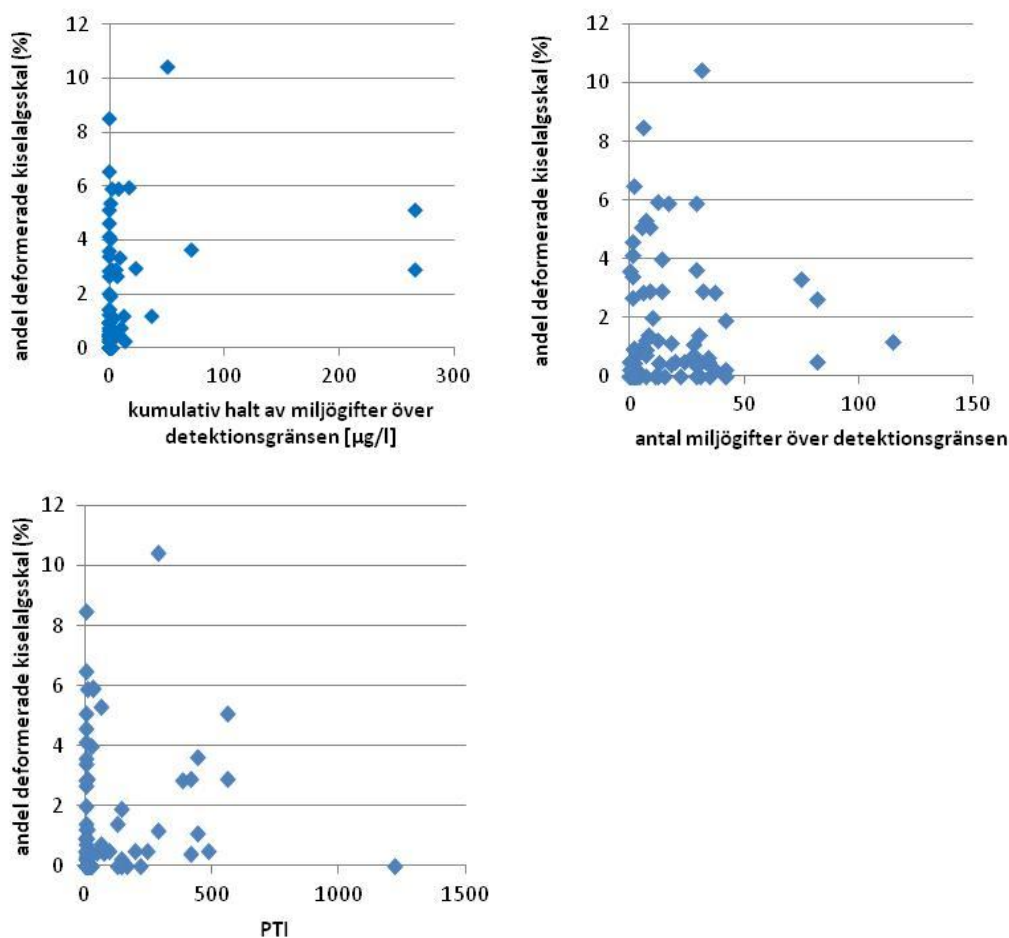
som var de taxa med mest missbildningar i typområdenas vattendrag. Både M42 och E21 hade högre andel sådana, E21 alltid, M42 ibland. Tungmetaller verkar vara den främsta förklaringen till den höga andelen deformationer i O18.

Vattendragsdata från länsstyrelser

Det ingår 63 vattendrag med både kiselalgsdata och mätningar av bekämpningsmedel och/eller prioriterade ämnen som underlag för denna studie. Det flesta miljögiftmätningar gjordes i vattenprov, men i några fall fanns data från passiva provtagare, som skulle integrera en längre period. Av 150 miljögiftmätningar i databasen är 143 gjorda på ytvatten, och bara 17 med passiva provtagare (i 10 vattendrag användes båda metoderna). Det mest kompletta och homogena dataunderlaget med upprepade giftmätningar och kiselalgsprovtagningar inom samma år kommer från Skåne (n=8 2010 och 5 2011, Eriksson & Jarlman 2011, Pirzadeh 2011). I studien från Skåne kom man fram till att det starkaste sambandet mellan andelen deformationer och gifter framträdde genom att addera koncentrationen av alla uppmätta gifter (i µg/l) som hittades 1-2 månader innan kiselalgsprovtagning. Sambandet var väldigt starkt ($r^2 = 0,89$ för deformationer vs summan av halten av alla funna substanser), men antalet undersökta vattendrag var lågt (n=8). Sambandet var svagare när deformationer korrelerades mot antalet funna substanser samt om man korrelerade med det toxiska indexet.

Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – skaldeformationer

Tyvärr blev signalen mycket svagare när andra vattendrag i Sverige lades till (figur 12), vilket delvis beror på att det sällan finns data för gifter 1-2 månader innan kiselalgsprovtagningen, men också på att man mäter olika substanser i olika vattendrag, vilket gör det svårt att summera upp gifterna på ett likvärdigt sätt. Även metoder skiljer sig åt, ibland mäts det gifter direkt i vattnet, ibland med passiva provtagare. Dessutom är det oklart vilka substanser som faktiskt skadar kiselalgerna. Substanserna som hittades i Skåne, Jönköping och Kalmar och som översteg AA-EQS (AA: annual average value EQS: environmental quality standard) mer än tio gånger var imidaklopid (insekticid), brominerade difenyletrar (industriell användning, ofta flamskyddsmedel), tributyltenn (biocid, anti-fouling), oktylfenoler (industriell användning, i gummi, bekämpningsmedel och färg) och diflufenikan (herbicide). Till det tillkom ett antal substanser som överskred AA-EQS med en faktor 1-10: terbutylazin (herbicide), propikonazol (fungicide), glyfosat (herbicide) och isoproturon (herbicide).



Figur 12. Andel deformerade kiselalggsskal (%) vs olika mått att skatta miljöpåverkan på ett vattendrag: kumulativ halt, antal miljögifter och PTI (toxicitetsindex), (n=76 mätningar, varav 54 vattendrag, 13 med upprepade kiselalggsmätningar i tid).

Många vattendrag visade sig ha en hög andel deformationer men en låg PTI och tvärtom, vilket bekräftar att riktvärdena för det mesta inte är satta för att skydda alger, speciellt kiselalger. Riktvärdet är satt så att det skall vara säkert även för de känsligaste organismerna, som kan vara helt andra grupper. Andelen deformationer följer inte heller den kumulativa bekämpningsmedelhalten eller antal funna substanser. Det är mycket lite känt om hur miljögifter agerar tillsammans, om de ökar eller även minskar giftigheten för alger och andra organismer.

Om man istället fokuserar på de prover som har en hög deformationsandel över 1 % (11 lokaler från Skåne projektet, tre från Örebro, två från Södermanland, ett från Östergötland samt alla fyra vattendrag från typområden på jordbruksmark (fast inte alla år), så hittar man ofta att herbiciden diflufenikan överskrider detektionsgränsen och ofta även riktvärdet. Diflufenikan klassas som mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön. Bara ett vattendrag där diflufenikan hittades hade inga skaldeformationer, tre hade under 1 %, men de andra 11 hade alla över 1 %, högst var 5,9 % i kombination med herbiciden terbutylazin. Diflufenikan kan alltså möjligtvis vara en substans som bidrar till uppkommelse av kiselalggsskaldeformationer.

Terbutylazin och terbutylazin-desetyl hörde också till de substanser som hittades ofta i prover med höga skaldeformationer, men av 11 prover hade fem deformationer under 1 %. Till vattendrag med höga terbutylazinhalter och en hög andel deformationer

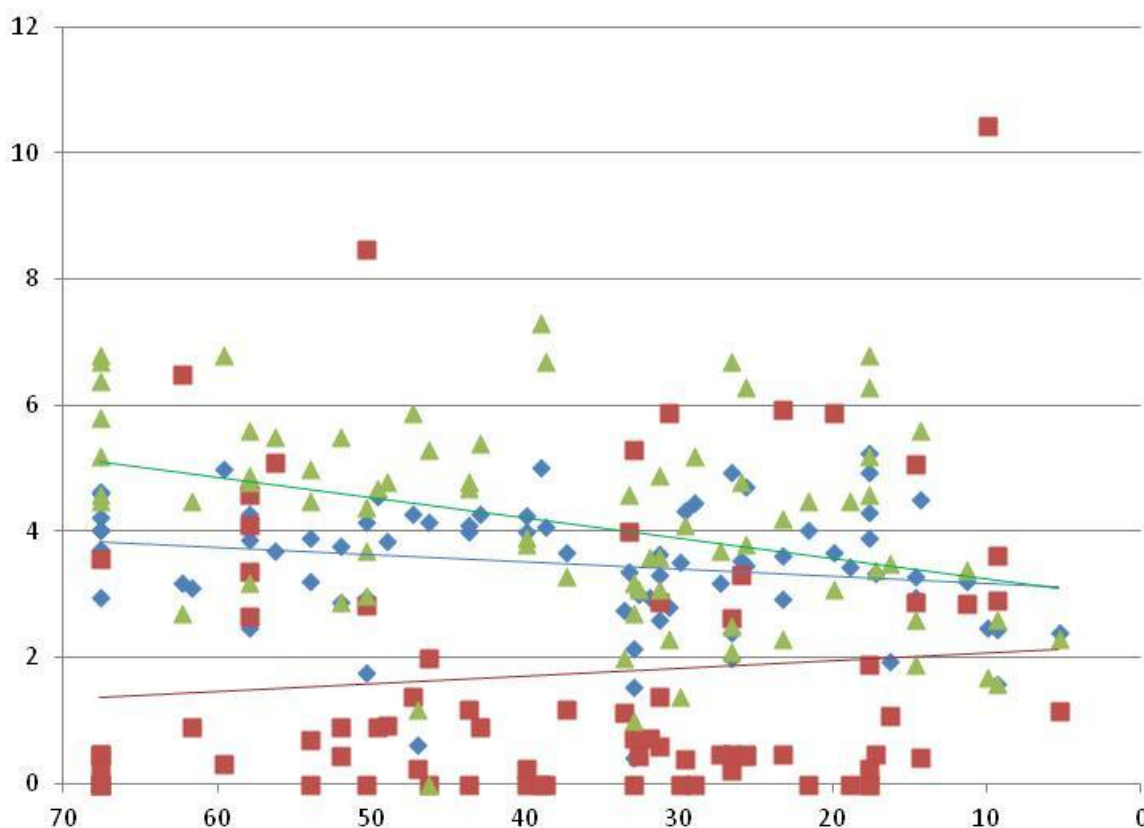
tillhörde Lillån – Tångeråsa, där det finns kiselalgsbetygsmätningar åren 2009-2011. Under alla tre åren uppvisade lokalen en hög andel deformationer, fast antal funna substanser, summan av koncentrationer samt PTI inte var höga. Eftersom terbutylazin-desetyl inte alltid gav effekt så bör detta vattendrag vara påverkat även av andra faktorer, som troligtvis inte har mätts ännu. Analysen av bekämpningsmedel har varit omfattande, men det finns ingen analys av andra prioriterade ämnen eller tungmetaller i vattendraget. Ett liknande problem är Gallabergsbäcken från Gallabergssjön till Vibysjön, men där var skaldeformationer inte alltid höga (3,6 resp. 0,9 %).

I de andra sex vattendragen där inga miljögifter hittades var även andelen skaldeformationer noll eller låga (< 1 %). Å andra sidan fanns det 14 lokaler där miljögifter hittades, i genomsnitt 11 substanser med en PTI på 80, som inte påvisade några skaldeformationer alls.

Medelvärde för andelen deformerade skal i de högst rankade vattendragen (replikat på samma lokal borträknade) när det gäller miljögiftspåverkan blir $1,4 \pm 1,8$ % (n = 15), lägre än för tungmetallpåverkan, men tydligt högre än i de opåverkade trendvattendragen.

Resultat vattendrag påverkade av miljögifter – diversitet och taxaantal

När alla vattendrag rangordnas enligt medelvärdet av deras rang angående a) antal substanser och b) summan av halter över detektionsgränsen samt c) PTI, och man sedan korrelerar inte bara skaldeformationer, utan även taxaantalet och diversiteten (Shannon) så finns som förväntat en nedåtgående trend för de två sista och en uppåtgående för deformationerna, men sambanden är ganska svaga och variationen stor (figur 13).



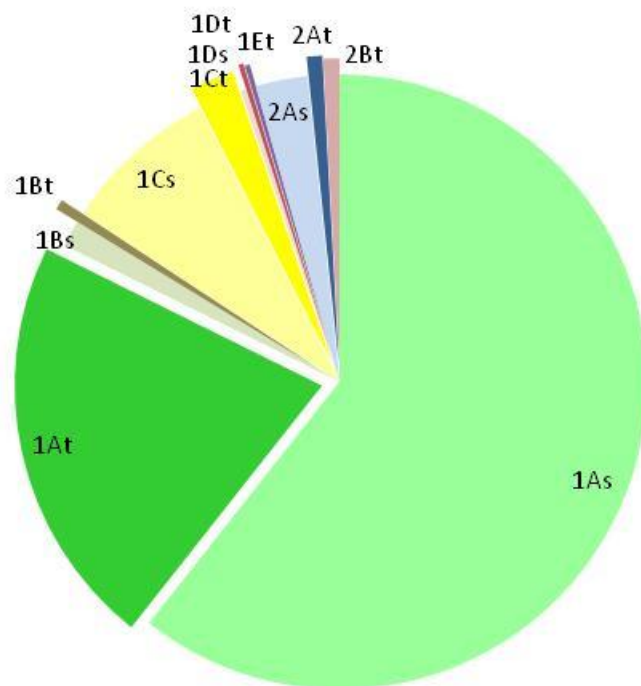
Figur 13. Kiselasgernas diversitet (Shannon) ♦, taxaantal/10 ▲ och andel skaldeformationen ■ vs miljögiftpåverkan (rankat efter antal och halt av funna substanser och PTI), små värden = hög miljögiftpåverkan. Trend diversitet: $y = 0,01x + 3,04$, $r^2 = 0,044$; taxaantal: $y = 0,03x + 2,93$, $r^2 = 0,12$, deformationer: $-0,01x + 2,2$, $r^2 = 0,0096$.

Resultat vattendrag – jämförelse påverkan av bekämpningsmedel och prioriterade substanser

Om man delar in vattendragen i sådana där man har mätt ett ganska stort antal bekämpningsmedel, men inga prioriterade ämnen och vattendrag där man har prioriterat det senare, vilket innebär mätningen av bara ett fåtal bekämpningsmedel, så är antalet prover i första gruppen 39 (med typområden), 26 enskilda lokaler delvis provtagna olika år. I nästan alla dessa prover, förutom två, har något bekämpningsmedel över detektionsgränsen påträffats, ofta flera, och delvis i höga doser. När man då bildar ett medelvärde för skaldeformationsandel för alla säkert av bekämpningsmedel påverkade vattendrag får man ett värde på $2,5 (\pm 2,2) \%$, ett värde som är jämförbart med den som uppstår under stark tungmetallpåverkan. Å andra sidan är medelvärdet för deformationer av vattendrag där man prioriterat mätningen av prioriterade ämnen substanser bara $0,4 (\pm 0,6) \%$, även om det hittadesgifter över detektionsgränsen i 23 av 29 prover, med i genomsnitt mycket högre PTI värden än i bekämpningsmedelvattendragen. Det tyder på att prioriterade ämnena möjligtvis inte spelar någon större roll i framkallandet av deformationer av kiselasgsskal. Bara två vattendrag hade ett värde över 1 %, det är Hagbyån (Arbogaån, Örebro) och Svartån efter Sommens utlopp (Östergötland). I Hagbyån var det framförallt nonylfenol som överskred EQS-värdet med mer än tio gånger, mer än en gång överskred flera HCH, DDT samt endosulfan. I Svartån var det BDE samt HCH, men i båda fallen är det inte

möjligt att utesluta bekämpningsmedel, eftersom bara ett fåtal har mätts på dessa lokaler.

Resultat pesticidpåverkade vattendrag – kategorier deformationer



Figur 14. Andel olika deformationer i 30 lokaler (18 olika vattendrag) som är bevisligen påverkat av bekämpningsmedel, provtagningar 2009-2011 (n=258 deformerade skal).

Jämfört med metallpåverkade vattendrag (figur 7) så är andelen tydligt missbildade skal lägre, precis som i opåverkade vattendrag (figur 3) är andelen bara en tredjedel. Liksom med tungmetallpåverkan så har fler kategorier tillkommit, alltså ovanligare missbildningar. Asymmetriska skal dominerar helt, och inbuktningar är ovanligare än i opåverkade eller tungmetallpåverkade vattendrag. Till stor del hänger det nog ihop med att asymmetri är vanligare hos små *Navicula* sl., som är vanligare i näringsrika vattendrag, de finns alltså oftare i bekämpningsmedelvattendragen. Samtidigt finns mindre *Eunotia* i dessa vattendrag, som i sin tur oftare hade missbildningen ”inbuktning”. Kategorierna kan alltså inte användas för att skilja mellan tungmetall- och påverkan av andra miljögifter.

Kiselalgernas taxasammansättning i bekämpningspåverkade vattendrag var olika för olika vattendrag. Det kan finnas kiselalgstaxa som är toleranta mot bekämpningsmedel ändå, men det var i alla fall inte bara ett fåtal som dominerade de vattendrag med bekämpningsmedelpåverkan. Närsaltshalten skulle kunna vara en bidragande orsak till att olika vattendrag har en olik kiselalgsflora, men i det föreliggande materialet hade alla vattendrag med bekämpningsmedelpåverkan i genomsnitt fosforhalter över 50 µg/l, vilket för det mesta betyder att det utvecklas ett samhälle som trivs under höga närsaltshalter. Inga vattendrag med låga fosforhalter som kunde ha utvecklat en annan flora fanns med. Spekulativt kan evolutionen vara en bidragande orsak till att det

hittades taxa som verkar vara toleranta mot just metaller: Det bör alltid ha funnits vattendrag med naturligt höga tungmetallhalter pga. geologin.

Slutsatser miljögifter

De två studierna i jordbrukspåverkade vattendrag (Skåne och typområden på jordbruksmark) hade en så detaljerad kemibakgrund och upprepade kiselalgsprovtagningar inom ett år att de kunde användas för att bedöma hur stor variationen inom ett år är och hur starkt kopplingen är till giftbelastningen och till vilken tidsperiod. Skånestudien pekade redan på att kopplingen skaldeformationer och miljögifter var högst för giftbelastningen en månad innan provtagningen. Giftbelastningen varierar under året och är hög på olika tidpunkter i olika vattendrag, Skånestudien hittade ett samband mellan hög belastning och högt flöde. Tidpunkten för det högsta flödet i dessa jordbrukspåverkade vattendrag varierar. I genomsnitt är belastningen i början av året ganska låg, stiger sedan för att falla till lägre nivåer på hösten och vintern igen. Typområdesstudien kunde visa att andelen deformationer var hög i april (kvarvarande giftbelastning på vintern, samt möjligtvis hög punktbelastning efter snösmältningen och barmark) för att sedan vara låg under senvåren och försommaren. Ca en månad efter ökningen av giftbelastningen ökade även skaldeformationerna mycket, och när giftbelastningen gick tillbaks minskade också deformationerna, men inte till de låga försommarhalterna. Det kan vara en kombination av deformerade kiselalger som för vidare anlaget till deformationerna (Hustedt 1956) och att miljögifterna fortfarande inte är borta ur vattendraget. Undantaget var O18, där skaldeformationer var mycket höga och troligen orsakat delvis av en tungmetallpåverkan. Att tidpunkten för miljögiftsprovtagningen är så viktigt för kopplingen till skaldeformationer ger troligtvis en förklaring till varför kopplingen i länsstyrelsernas vattendrag blev rätt dåligt. Å andra sidan visar kopplingen att det troligtvis finns ett verkligt samband mellan giftpåverkan och deformationer. Medelvärdet för andelen deformerade skal i de högst rankade vattendrag (replikat på en lokal borträknade) när det gäller miljögiftspåverkan blir $1,4 \pm 1,8 \%$ ($n = 15$), lägre än för tungmetallpåverkan, men tydligt högre än i de opåverkade trendvattendragen. Om man bara räknar med vattendrag med en säker bekämpningsmedelpåverkan hamnar man på $2,5 (\pm 2,2) \%$.

Problemen med att förstå orsak och verkan är flera. Dels finns prover med missbildningar, där de substanser som mättes inte var särskild förhöjda, men där det bara har mätts antingen bekämpningsmedel eller prioriterade ämnen, och där det inte finns andra data, och oftast inte heller data om tungmetallpåverkan. Dels är variationen ganska stor, inte bara i deformationsandel som visat för typområden, utan också för taxaantal och diversiteten, och dels även för taxasammansättningen. Det är alltså inte så lätt att koppla kiselalgskaldeformationer till miljögifter, och hur tråkigt det än låter måste det sägas: Det behövs mer data, samt studier om bekämpningsmedlens påverkan på kiselalgerna.

Problem i studien

Det är underbart med ett stort dataunderlag, och tack vare de Nordiska kiselalgsinterkalibreringar (NorBAF) så har alla utförare nått en nivå där kiselalgsanalysen kan jämföras som om prover hade räknats av en enda expert. Men proverna kommer först nu att föras in i en nationell kiselalgsdatabas, för den föreliggande studie var det ”klippa-och-klistra” som gällde, vilket är mycket tidsödande samt innebär många tillfällen att göra fel. Själva deformationsanalysen, och då främst separationen mellan olika kategorier och olika styrka av påverkan, måste också standardiseras och diskuteras bättre mellan utförarna. Ibland har det visat sig att vissa missbildningar bedömdes som svaga av en utförare, men tydligt av en annan. Vissa kategorier har visat sig överflödiga och kommer att sammanfogas (alla onormala former samt alla onormala mönster sammanfogas till varsin kategori. Styrkan eller graden av deformation visas med bilder i en anvisning samt harmoniseras mellan utförare). Samma ”klippa-och-klistra” problem, men än värre, var sammanställningen av olika filer med kemidata, både vanlig vattenkemi, tungmetaller och miljögifter. Olika filformat, olika måtenheter(!), olika namn för miljögifterna, samt olika frekvenser av mätningar krävde uppmärksamhet och mycket tid innan det blev jämförbart. Dessa data skulle sedan kopplas till kiselalgsdata, som inte nödvändigtvis tagits vid samma tidpunkt eller ens samma lokal. Utvecklingen av ACID indikatorn (Andrén & Jarlman 2008) och granskningen av kiselalgsindexet IPS mot Tot-P (Kahlert 2011) har visat att för ett pålitligt medelvärde krävdes det åtminstone sex vattenkemimätningar under ett år före kiselalgsprovtagningen för att få ett bra årsmedelvärde vilket både ACID och IPS är bäst kopplade till. Det är säkert samma sak med andra parametrar: Bara frekvent vattenkemiprovtagning ger pålitliga svar på vilken påverkan som finns. För bekämpningsmedel är det viktigt med frekventa mätningar 1-2 månader innan kiselalgsprovtagningen om man ska studera korrelationen med andelen deformationer. Denna korta integreringstid av bekämpningsmedel bör också ha varit ett problem i studien: miljögiftsprover som har tagits många månader innan provtagningen, och ofta bara som engångshändelse, kan inte förväntas att vara särskild bra korrelerade till kiselalgsdeformationer, möjligtvis dock till taxaantalet. För tungmetaller finns det inga detaljerade studier med flera provtagningar per år. Andelen prov som togs med passiva provtagare för att integrera vattenkemin var bara en bråkdel, och det är inte klart ifall de fungerar bättre än vattenprover. Mycket mer vattenkemidata behövs för att säkerställa en koppling med mindre variation än i denna studie. Att det fungerade hyfsat bra för vattendrag med höga och mycket höga tungmetallhalter beror nog på att tungmetaller vanligtvis finns kvar i systemet ganska länge, i motsats till andra miljögifter. En engångsprovtagning säger nog ganska mycket om belastningen från tungmetaller på ett vattendrag. Problemet med miljögifterna är även att det är väldigt lite känt om vad som faktiskt är mycket giftigt för kiselalger för att sedan kunna bedöma ifall ett samhälle är påverkat. Det var särskild svårt att ranka påverkan för vattendrag belastade med miljögifter. Alla mått som användes för att ranka en belastning skattar bara grovt hur ett vattendrag är belastat, men det säger inte mycket om det faktiskt är giftigt för kiselalgerna. Det är egentligen förvånansvärt att det går att dra vissa slutsatser om hur man skulle kunna använda kiselalger som screeningmetod för tungmetall- och/eller miljögiftsbelastning.

Slutsatser utvecklingen av en kiselalgsmiljögiftsindikator

I genomsnitt är andelen deformerade kiselalgsskal mycket lågt och varierar mycket litet mellan år i vattendrag som är så **opåverkade** av tungmetaller eller jordbruk som det bara är möjligt i Sverige. I 20 sådana vattendrag var medelvärdet $0,23 \pm 0,45$ % standardavvikelsen, om man bortser från den enda outliern. Det betyder att ca två tredjedelar av alla värden för skaldeformationer i opåverkade vattendrag ligger mellan 0 och 0,67 %. Det bekräftas av att av de 60 mätningarna av andelen deformationer i opåverkade vattendrag överstiger bara 7 stycken värdet 1 % (fig. 2), ett värde som alltså fortfarande skulle kunna användas som varningssignal att det möjligtvis finns någon form av påverkan i ett vattendrag. Skillnader mellan år bidrar med bara 0,1 % till variationen, det betyder att om ett vattendrag inte är påverkat så ligger deformationsandelen ganska stabilt på ett värde.

Under **tungmetallpåverkan** (höga och mycket höga halter av Cd, Cu, Pb eller Zn) ökade andelen deformerade skal tio gånger signifikant till $2,72 \pm 5,11$ %.

Deformationerna blev också i genomsnitt svårare och mera diversa. Både antal kiselalgstaxa och diversiteten sjönk, trenden blev dock tydligt först under den starkaste tungmetallpåverkan. 75 % av alla vattendrag med låga till höga metallhalter hade en diversitet (Shannon) större än 2 och en taxaantal större än 20, medan det var tvärtom för vattendragen med mycket höga metallhalter. En tylig påverkan hade tungmetaller på taxasammansättningen av kiselalgsskalan. I 81 % av vattendragen med höga eller mycket höga tungmetallhalter översteg summan av andelen *Achnanthydium minutissimum* gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Eunotia steineckii* Petersen, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory plus *Eunotia spec.* Dalarna (fig. 8) 50 %. Denna alggrupp var dock också representerad i vattendrag där mätningar gav låga metallvärden och kan därför bara användas som ett stödtecken på att en metallpåverkan möjligtvis föreligger, när även deformationer är > 1 % eller taxaantalet är < 20 .

Miljögiftspåverkan var olika mellan bekämpningsmedel och prioriterade substanser. Under bekämpningsmedelpåverkan ökar andelen deformerade skal till samma nivåer som under tungmetallpåverkan ($2,5 \pm 2,2$ %) vilket var signifikant högre än i opåverkade vattendrag.

Tröskeln 1 % kan även här användas som ett gränsvärde för screening. Andelen missbildningar verkar integrera miljögiftbelastningen från 1-2 månader innan kiselalgsprovtagningen, längre bakåt blir kopplingen svagare. Inte bara andelen deformationer ökar med ökande bekämpningsmedelbelastning, utan även diversiteten och taxaantalet sjunker, men variationen av alla tre parametrar mellan vattendragen var stora. Det går inte att koppla dessa parametrar direkt till substanshalten, antal funna substanser eller PTI. Det enda substans som påfallande ofta är kopplat till skaldeformationer är diflufenikan, en herbicid som ofta hittas i Svenska vattendrag, och som verkar vara giftig för kiselalger. Andelen missbildade skal i de sex vattendrag där det inte hittades bekämpningsmedel låg som förväntat under 1 %. När det gäller prioriterade substanser så ökade andelen deformationer inte, dock är det möjligt att giftmätningarna inte låg tillräckligt nära i tiden eller var inte tillräckligt frekventa för att kunna kopplas till kiselalgerna.

Det behövs mera data och mera kunskap om miljögifter för att kunna avgöra vilka kombinationer av miljögifter som är giftiga för kiselalger, och hur exakt den påverkar deformationer, diversiteten och taxaantalet. Det undersökta datamaterialet är fortfarande inte särskilt stort med tanke på hur stor variationerna både i påverkan och i svaret av kiselalger är, mera data behövs för att kunna styrka, men också förklara, resultaten.

Särskild uppmärksamhet bör riktas mot vattendrag som ligger **nära utloppet av en sjö**, det finns indikationer i studien som visar att dessa lokaler kan vara präglade av taxa som brukar förekomma i sjöar. Varken taxasammansättningen, antal taxa, diversiteten eller andel deformationer liknar andra vattendrag med till synes liknande påverkan, utan de verkar vara mera opåverkade än vad vattenkemin visar. Det verkar som om sjön kan utgöra en buffert mot tungmetall- och miljögiftspåverkan, men det måste undersökas närmare, t.ex. måste lokalen av vattenkemiprovtagningen granskas.

Preliminär* screening indikator för ”höga eller mycket höga” tungmetallhalter (Cu, Zn, Cd, Pb) enl. indelningen efter Naturvårdsverket (1999) ELLER förekomsten av bekämpningsmedel

- andelen missbildade skal > 1 %
eller
- taxaantal < 20**

2/3 av alla vattendrag med ”höga eller mycket höga” halter av Cu, Zn, Cd eller Pb och även 2/3 av alla vattendrag med bekämpningsmedelpåverkan upptäcktes. 1/3 upptäcktes inte (*false negative error*, *type II error* = 0,33).

20 % av vattendragen utan tungmetallpåverkan identifierades med metoden som felaktig påverkade (*false positive error*, *type I error* = 0,2).**

Ett misstänkt metallpåverkan kan i vissa fall styrkas av

- > 50 % av *Achnanthes minutissimum* gruppen, *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Eunotia steineckii* Petersen, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Eunotia exigua* (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst och *Eunotia incisa* Gregory plus *Eunotia spec.* Dalarna (fig. 8)
- tendens till tydliga och sällsynta deformationer
- diversitet < 2 (Shannon)

Alla vattendrag med bekämpningsmedelpåverkan med flera års data som inte upptäcktes ett år upptäcktes vid upprepade provtagningar.

* Observera att indikatorn är preliminär eftersom det underliggande datamaterialet fortfarande inte är stort, mer undersökningar från fler vattendrag behövs!

** Observera att taxaantalet < 20 och andra tecken på stress kan vara resultat av annan påverkan än tungmetaller eller bekämpningsmedel!

Tack

Ett stort tack först till alla medarbetare på alla medverkande länsstyrelserna som visade interesse samt gjorde dels stora insatser att planera, ta prover samt leta fram data för att detta projekt kom till. Tack också till Jenny Rydh och Willem Goedkoop, som gjorde det möjligt att använda data från typområden på jordbruksmark. Tack till Mikael Gyllström och hans efterföljare Andreas Nilsson på Länsstyrelsen i Blekinge för att leda detta projekt med stort insats, fast det inte varit helt lätt att samordna och behålla överblicken. Och tack också till alla kiselalgsexperter som har varit med och räknat kiselalgsmisbildningar och tagit bilder. Ett stort tack även till Amelie Jarlman och Marie Linderöth för en noggrann granskning av en tidigare version av denna rapport. Detta projekt bekostades av det gemensamma delprogrammet "Kiselalger i rinnande vatten" inom regional miljöövervakning, det gemensamma delprogrammet "Vattendirektivets prioriterade ämnen" inom regional miljöövervakning, kompletteringsprojektet "Test av kiselalgers lämplighet som miljögiftsindikator inom miljömålsuppföljningen" inom miljömålsuppföljningen, kompletteringsprojektet "Utveckling av en biologisk miljögiftsindikator - kiselalger" inom SLU:s FoMA program "giftfri miljö", bidrag ur Havs- och vattenmiljöanslaget ("Utveckling av en kiselalgsmiljögiftsindikator") och delvis WATERS som koordineras av Havsmiljöinstitutet, finansierad av Naturvårdsverket.

Litteratur

- Andrén, C. & Jarlman, A. (2008). Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- Andersson, M. & Kreuger, J. (2011). Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beräkning av riktvärden för 64 växtskyddsmedel som saknar svenska riktvärden. Teknisk rapport 144 Uppsala 2011. Institutionen för mark och miljö, Biogeofysik och vattenvård, SLU. 87 pp.
- Cattaneo, A., Couillard, Y. & Wunsam, S. (2008). Sedimentary diatoms along a temporal and spatial gradient of metal contamination. *Journal of Paleolimnology*, 40, 115-127.
- Eriksson, M. & Jarlman, A. (2011). Kiselalgundersökning i vattendrag i Skåne 2010 – statusklassning samt en studie av kopplingen mellan deformerade skal och förekomst av bekämpningsmedel. Länsstyrelsen i Skåne län, Rapport 2011:5.
- European Commission (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council (OJ L 348, 24.12.2008, p. 84). Hemsida. [online] (2008) Tillgänglig: <http://eur->

lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0105:EN:NOT

[2012-09-20]

European Commission (2012). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Brussels, 31.1.2012 COM(2011) 876 final 2011/0429 (COD).

Falasco, E., Bona, F., Badion, G., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*, 623, 1-35.

Goedkoop, W. & Kahlert, M. (2008). Biologisk karaktärisering av bäckar i typområden jordbruksmark. Intern rapport av projektet kontrakt nummer 222 0742 till Naturvårdsverket, ej publicerat.

Hering, D., Johnson, R. K. & Buffagni, A. 2006. Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566:109-113.

Hustedt, F. (1956) *Kieselalgen (Diatomeen)*. Einführung in die Kleinlebewelt. Kosmos Verlag, Stuttgart. 70 pp.

Institutionen för mark och miljö, SLU. Typområden på jordbruksmark. Hemsida. [online] (2012-07-02) Tillgänglig: <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl/om-fakulteten/institutioner/institutionen-mark-och-miljo/miljoanalys/typomraden/> [2012-08-17]

Institutionen för mark och miljö, SLU. Publikationer om miljöövervakning av bekämpningsmedel. Hemsida. [online] (2012-07-02) Tillgänglig: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/kompetenscentrum-for-kemiska-bekampningsmedel/verksamhetsomraden/nationell-miljoovervakning/publikationer-om-miljoovervakning-av-bekampningsmedel1/> [2012-08-17]

Institutionen för vatten och miljö, SLU. Trendvattendrag. Hemsida. [online] (2011-12-19) Tillgänglig: <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/trendvattendrag/> [2012-08-15]

Jan-Ers, L. (2009). Kiselalgernas missbildningar under toxiska förhållanden. Bachelor-avh. Uppsala: Sveriges jordbruksuniversitet

Kahlert, M. & Jarlman, A. (2006). Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys inom den nationella miljöövervakningen 2006. Slutrapport av uppdraget nr 216 0635, dnr 721-4509-06Mm. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2006:25. 17 pp.

Kahlert, M., Andrén, C. and Jarlman, A. (2007): Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag (in Swedish), 32pp.

- Kahlert, M. & Gottschalk, S. (2008). Kiselalger i vattendrag i Dalarnas län. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2008:24. 40 pp.
- Kahlert, M. (2011a). Framtagande av gemensamt delprogram "Kiselalger i vattendrag" - Underlag för utformning av övervakningsprogram och verifiering av kiselalgsindex. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport 2011: 6, 60 pp.
- Kahlert, M. (2011b). Jämförande test av kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport 2011: 7, 72 pp.
- Kahlert, M. (2012). Påväxtalgsamhället i arktisk-alpina vattendrag. En första undersökning: startpunkt att upptäcka biologiska förändringar som följd av den globala uppvärmningen. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:11. 28 pp.
- Kelly, M. (2007). Diatoms of Britain and Ireland: Identifications notes. Bowburn Consultancy. [online] Tillgänglig: http://www.bowburn-consultancy.co.uk/ident_notes.html [2010-09-29]
- Kemikalieinspektionen. Riktvärden för ytvatten. Hemsida. [online] (2011-02-20) Tillgänglig: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekämpningsmedel/Vaxtskyddsmedel/Vaxtskyddsmedel-i-Sverige/Riktvarden-for-ytvatten/> [2012-08-19]
- Köhler S. (2010). Comparing filtered and unfiltered metal concentrations in some swedish surface waters. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2010:04.
- Morin S, Cordonier A, Lavoie I, Arini A, Blanco S, Duong TT, Tornés E, Bonet B, Corcoll N, Faggiano L, Laviale M, Pérès F, Becares E, Coste M, Feurtet-Mazel A, Fortin C, Guasch H, Sabater S (2011). Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. pp 117-146 in: Geislinger A, Guasch H, Ginebreda A (eds) The Handbook of Environmental Chemistry - Emerging and Priority Pollutants: Bringing Science into River Management Plans. Springer, New York
- Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101 p.
- Naturvårdsverket. Handbok för miljöövervakning: Programområde: Sötvatten: Version 2007:4. Hemsida. [online] (2007) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Om-Naturvardsverket/Vara-publikationer/ISBN1/0100/978-91-620-0147-6/> [2012-04-25]
- Naturvårdsverket (2008). Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799.

- Pirzadeh, P. (2011). Bekämpningsmedel i skånska vattendrag – Resultat från den regionala miljöövervakningen 2010. Länsstyrelsen i Skåne län, Rapport 2011:15.
- SIS (2003). SS-EN 13946. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers (= Vattenundersökningar - Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger i vattendrag).
- SIS (2005). SS-EN 14407. Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters (= Vattenundersökningar - Vägledning för identifiering och utvärdering av prover av bentiska kiselalger från vattendrag).
- SIS-Remiss 9917 (2012). prEN 13946. Water quality - Guidance for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers and lakes. (Vattenundersökningar - Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger i sjöar och vattendrag).

Länsstyrelsen Blekinge län
371 86 Karlskrona
Tel: 010-22 40 000
E-post: blekinge@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/blekinge

Rapporter Länsstyrelsen Blekinge län ISSN 1651–8527