



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

KompetensCentrum för Kemiska
Bekämpningsmedel (CKB)

Willem Goedkoop & Maria Kahlert

Undersökning av pesticidorsakade effekter på bentiska organismsamhällen i jordbrukspåverkade vattendrag



CKB rapport 2018:2

Uppsala 2018

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel
Sveriges lantbruksuniversitet

Centre for Chemical Pesticides
Swedish University of Agricultural Science



NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel

CKB

CKB Rapport 2018:2

Undersökning av pesticidorsakade effekter på bentiska organismsamhällen i jordbrukspåverkade vattendrag

Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, CKB
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. 2018

Tryck: Repro, SLU

ISBN: 978-91-576-9528-4 (tryckt version)
978-91-576-9529-1 (elektronisk version)

Omslagsbild:

Veteåker med infasning av Ståholmsbäcken (foto Willem Goedkoop)

Undersökning av pesticidorsakade effekter på bentiska organismsamhällen i jordbrukspåverkade vattendrag

Rapportförfattare Willem Goedkoop, Maria Kahlert Institutionen för vatten och miljö, Kompetenscentrum för kemiska bekämpningsmedel, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU	Utgivare Sveriges lantbruksuniversitet Postadress SLU Box 7070 750 07 Uppsala Telefon 018-67 10 00
Rapporttitel och undertitel Undersökning av pesticidorsakade effekter på bentiska organismsamhällen i jordbrukspåverkade vattendrag	Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering Miljögiftsamordning, screening
Nyckelord för plats -	
Nyckelord för ämne bekämpningsmedel, växtskyddsmedel, toxiska enheter, ytvatten, bottenfauna, påväxtalger	
Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2015 och 2016	
Sammanfattning Den utförda studien syftade till att undersöka biologiska effekter orsakade av växtskyddsmedel i jordbrukspåverkade svenska vattendrag. Kombinationen av biologiska prover från denna studie och data på koncentrationer av växtskyddsmedel från ett screeningprojekt samma år skulle ge en för Sverige unik koppling mellan de biologiska samhällena i vattendragen och exponeringen. Under 2015 provtogs 32 vattendrag i jordbruksbygder med avseende på ett antal biologiska variabler (påväxtalger, meiofauna och makroskopisk bottenfauna) och med avseende på oorganisk vattenkemi (närsalter, metaller, alkalinitet, m.m.). 2016 återbesöktes 13 av vattendragen som ingick i den screening av bekämpningsmedel som SLU utförde på uppdrag av Naturvårdsverket 2015–2016. Därtill ingick de fyra stationer som provtas inom ramen för det nationella miljöövervakningsprogrammet av bekämpningsmedel. Så provtagning och analys av bekämpningsmedel gjordes i samma vattendrag under samma period som denna undersökning pågick. Generellt fann vi få tydliga samband mellan exponeringen av bekämpningsmedel, beräknat som toxiska enheter, ΣTU, med akuta EC_{50}-värden, och responsen hos de biologiska samhällena. Endast meiofauna i biofilm visade på ett signifikant samband med ΣTU. De otydliga sambanden beror sannolikt på att proverna från screeningstudien visade en relativt låg exponering av bekämpningsmedel. Mer än 95% av proverna hade en exponering som låg under den regulatoriska gräns som används inom EU där inga effekter ska förekomma om koncentration för enskilda substanser inte överskrider den ($\Sigma TU \leq 0,01$ för <i>Daphnia</i> och fisk). Vissa vetenskapliga studier har dock ifrågasatt EU:s regulatoriska gräns och visat på negativa effekter vid långtidsexponering. Detta utvecklades i rapporten. När det gäller risk för påverkan på alger så hade ca 95% respektive 85% (2015 respektive 2016) av proverna en exponering som låg på mindre än en tiondel av EU:s regulatoriska gräns för alger. Analys av algsamhällena uppvisade en stor variation i biomassa och artsammansättning mellan vattendragen. Trådformiga grönalger och trådformiga rödalger var vanligt förekommande, och kiselalger, framförallt arter som lever som enstaka celler, fanns på alla lokaler. De flesta observerade algtaxa är typiska för näringsrika vattendrag och vatten med neutralt eller högt pH. Förekomsten av rödalger tyder på en möjlig begränsning av ljus i vissa bäckar, och förekomsten av kiselalgstaxonet <i>Diademsia contenta</i> var. <i>contenta</i> tyder på starka vattenståndsförändringar i andra. Den ekologiska klassningen med fastsittande kiselalger bekräftade att de flesta vattendrag var näringsrika, framförallt rika på fosfor, samt att några även var måttligt eller starkt påverkade av organiska, syretärande föroreningar. De flesta av vattendragen klassades som måttlig status med avseende på påväxtalger med de index som anges i Havs- och vattenmyndigheternas föreskrift för statusklassificering. Andelen missbildade kiselalgsskal, ett nytt index som inte ingår i föreskriften, överskred 1% på en tredjedel av lokalerna vilket kan tyda på en påverkan av miljögifter så som metaller eller bekämpningsmedel. Redundansanalys för kiselalger visade inte på en signifikant påverkan från bekämpningsmedel. Däremot påverkades kiselalgernas artsammansättning signifikant av aluminium-, järn- och kvävekoncentrationerna i vattnet. Bottenfaunadata visade att alla vattendrag utom tre uppnår hög eller god status när bedömningen görs med ASPT-index och DJ-index. Med SPEAR_{pesticides}-index uppnådde bara fyra vattendrag god status enligt den	

gräns för god-måttlig status som anges i en vetenskaplig uppsats av upphovspersonerna till indexet (Beketov mfl. 2009). Indexet har inte någon formell status inom vattenförvaltningen varken i Sverige eller i Tyskland där det är utvecklat. $SPEAR_{pesticides}$ visar med andra ord en helt annan bild än ASPT som ingår i de svenska bedömningsgrunderna. ASPT och $SPEAR_{pesticides}$ visar dock, liksom i tidigare analyser, ett starkt statistiskt samband ($R^2 = 0,62$). Det starka sambandet tyder på att de båda indexen i stort sett mäter samma påverkan, fast klassgränserna ligger på olika nivåer. Tidigare analyser har också visat att båda indexen visar ett starkt samband med andelen jordbruksmark i vattendragens avrinningsområde. Varken ASPT eller $SPEAR_{pesticides}$ visar ett tydligt samband med den maximalt uppmätta $\sum TU_{Daphnia}$ under säsongen, vilket kan beror på de generellt låga värdena för $\sum TU_{Daphnia}$.

Analys av meiofaunasamhällen med det tyska indexet $SPEAR_{nematode}$, vilket inte heller har någon formell status inom vattenförvaltningen, visar att alla utom tre vattendrag indikerar god eller hög status.

Redundansanalys visade att meiofaunasamhällen i biofilmerna på stenarna signifikant påverkades av $\sum TU_{Daphnia}$. Resultatet kan bero på att denna mindre fauna lever mer exponerat och att vissa bekämpningsmedel kan ackumuleras i biofilmerna.

Analysen visar att vattendrag som erfar en stark jordbrukspåverkan och fysisk påverkan håller en överraskande god status med avseende på bottenfauna. En kombination av höga näsalkoncentrationer, en god syresättning som följd av strömförhållandena, samt en god tillgång till föda kan bidra till att vattendragen får en rik bottenfauna och förhållandevis höga indexvärden. Även det faktum att provtagning har gjorts på de sparsamma steniga bottnarna (där möjligt) i de annars av sand/lerbottnardominerade vattendragen kan bidra till att de visar förhållandevis hög status.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	1
1. Inledning	3
2. Material och metoder	
2.1 Bekämpningsmedelsexponering	6
2.2 Påväxtalger – kisel- och helalgssamhällen	6
2.3 Bottenfaunasamhällen	7
2.4 Meiofaunasamhällen	8
2.5 Vattenkemi	8
3. Resultat och diskussion	
3.1 Bekämpningsmedelsexponering	9
3.2 Påväxtalger – kiselalger	12
3.3 Påväxtalger – helalgssamhällen	17
3.4 Bottenfaunasamhällen	19
3.5 Meiofaunasamhällen	23
3.6 Analys av påverkan från omgivningsfaktorer med redundansanalys	24
3.7 Vattenkemi	26
4. Slutsatser	26
5. Tackord	29
6. Referenser	30
7. Bilaga 1	33

Sammanfattning

Den utförda studien syftade till att undersöka biologiska effekter orsakade av växtskyddsmedel i jordbrukspåverkade svenska vattendrag. Kombinationen av biologiska prover från denna studie och data på koncentrationer av växtskyddsmedel från ett screeningprojekt samma år skulle ge en för Sverige unik koppling mellan de biologiska samhällena i vattendragen och exponeringen. Under 2015 provtogs 32 vattendrag i jordbruksbygder med avseende på ett antal biologiska variabler (påväxtalger, meiofauna och makroskopisk bottenfauna) och med avseende på oorganisk vattenkemi (närsalter, metaller, alkalinitet, m.m.). 2016 återbesöktes 13 av vattendragen som ingick i den screening av bekämpningsmedel som SLU utförde på uppdrag av Naturvårdsverket 2015–2016. Därtill ingick de fyra stationer som provtas inom ramen för det nationella miljöövervakningsprogrammet av bekämpningsmedel. Så provtagning och analys av bekämpningsmedel gjordes i samma vattendrag under samma period som denna undersökning pågick.

Generellt fann vi få tydliga samband mellan exponeringen av bekämpningsmedel, beräknat som toxiska enheter, ΣTU , med akuta EC_{50} -värden, och responsen hos de biologiska samhällena. Endast meiofauna i biofilm visade på ett signifikant samband med ΣTU . De otydliga sambanden beror sannolikt på att proverna från screeningstudien visade en relativt låg exponering av bekämpningsmedel. Mer än 95% av proverna hade en exponering som låg under den regulatoriska gräns som används inom EU där inga effekter ska förekomma om koncentration för enskilda substanser inte överskrider den ($\Sigma TU \leq 0,01$ för *Daphnia* och fisk). Vissa vetenskapliga studier har dock ifrågasatt EU:s regulatoriska gräns och visat på negativa effekter vid långtidsexponering. Detta utvecklas i rapporten. När det gäller risk för påverkan på alger så hade ca 95% respektive 85% (2015 respektive 2016) av proverna en exponering som låg på mindre än en tiondel av EU:s regulatoriska gräns för alger.

Analys av algsamhällena uppvisade en stor variation i biomassa och artsammansättning mellan vattendragen. Trådformiga grönalger och trådformiga rödalger var vanligt förekommande, och kiselalger, framförallt arter som lever som enstaka celler, fanns på alla lokaler. De flesta observerade algtaxa är typiska för näringsrika vattendrag och vatten med neutralt eller högt pH. Förekomsten av rödalger tyder på en möjlig begränsning av ljus i vissa bäckar, och förekomsten av kiselalgstaxonet *Diadesmis contenta* var. *contenta* tyder på starka vattenståndsförändringar i andra. Den ekologiska klassningen med fastsittande kiselalger bekräftade att de flesta vattendrag var näringsrika, framförallt rika på fosfor, samt att några även var måttligt eller starkt påverkade av organiska, syretärande föroreningar. De flesta av vattendragen klassades som måttlig status med avseende på påväxtalger med de index som anges i Havs- och vattenmyndigheternas föreskrift för statusklassificering. Andelen missbildade kiselalgsskal, ett nytt index som inte ingår i föreskriften, överskred 1% på en tredjedel av lokalerna vilket kan tyda på en påverkan av miljögifter så som metaller eller bekämpningsmedel. Redundansanalys för kiselalger visade inte på en signifikant påverkan från bekämpningsmedel. Däremot påverkades kiselalgernas artsammansättning signifikant av aluminium-, järn- och kvävekoncentrationerna i vattnet.

Bottenfaunadata visade att alla vattendrag utom tre uppnår hög eller god status när bedömningen görs med ASPT-index och DJ-index. Med $SPEAR_{pesticides}$ -index uppnådde bara fyra vattendrag god status enligt den gräns för god-måttlig status som anges i en vetenskaplig uppsats av upphovspersonerna till indexet (Beketov mfl. 2009). Indexet har inte någon formell status inom vattenförvaltningen varken i Sverige eller i Tyskland där det är utvecklat. $SPEAR_{pesticides}$ visar med andra ord en helt annan bild än ASPT som ingår i de svenska bedömningsgrunderna. ASPT och $SPEAR_{pesticides}$ visar dock, liksom i tidigare analyser, ett starkt statistiskt samband ($R^2 = 0,62$). Det starka sambandet tyder på att de båda

indexen i stort sett mäter samma påverkan, fast klassgränserna ligger på olika nivåer. Tidigare analyser har också visat att båda indexen visar ett starkt samband med andelen jordbruksmark i vattendragens avrinningsområde. Varken ASPT eller $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ visar ett tydligt samband med den maximalt uppmätta $\sum \text{TU}_{\text{Daphnia}}$ under säsongen, vilket kan beror på de generellt låga värdena för $\sum \text{TU}_{\text{Daphnia}}$.

Analys av meiofaunasamhällen med det tyska indexet $\text{SPEAR}_{\text{nematode}}$, vilket inte heller har någon formell status inom vattenförvaltningen, visar att alla utom tre vattendrag indikerar god eller hög status. Redundansanalys visade att meiofaunasamhällen i biofilmerna på stenarna signifikant påverkades av $\sum \text{TU}_{\text{Daphnia}}$. Resultatet kan bero på att denna mindre fauna lever mer exponerat och att vissa bekämpningsmedel kan ackumuleras i biofilmerna.

Analysen visar att vattendrag som erfar en stark jordbrukspåverkan och fysisk påverkan håller en överraskande god status med avseende på bottenfauna. En kombination av höga näsaltskoncentrationer, en god syresättning som följd av strömförhållandena, samt en god tillgång till föda kan bidra till att vattendragen får en rik bottenfauna och förhållandevist höga indexvärden. Även det faktum att provtagning har gjorts på de sparsamma steniga bottenarna (där möjligt) i de annars av sand/lerbottnardominerade vattendragen kan bidra till att de visar förhållandevist hög status.

1. Inledning

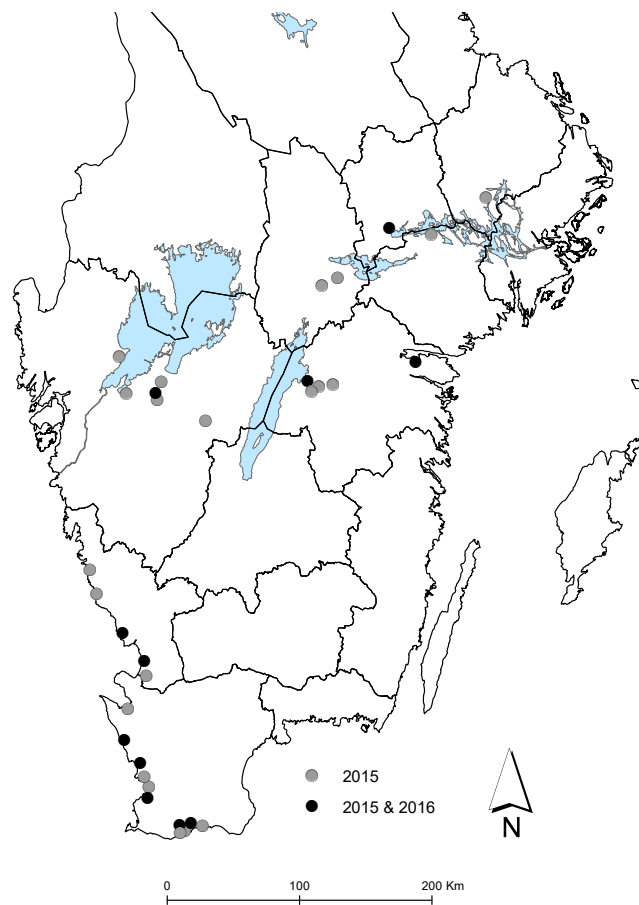
Miljöövervakning av kemiska ämnen och föroreningar ger en inblick i koncentrationer av utvalda ämnen i vattenmiljön. Vattenlevande organismer påverkas akut av bekämpningsmedel då koncentrationstoppar inträffar, främst i samband med ytavrinning och dränering efter kraftiga regn. Detta inträffar under relativt korta tidsperioder, timmar till dagar. Koncentrationstoppar fortplantar sig nedströms vattendrag och avklingar med tiden som följd av utspädning, adsorption till partiklar och andra ytor (t.ex. sediment) och nedbrytning. Förutom koncentrationstopparna så sker det även en kronisk exponering med lägre koncentrationer under längre tidsperioder. Även om koncentrationer av olika ämnen indirekt kan användas för att uppskatta effekterna av dessa ämnen, så behövs en effektbaserad miljöövervakning för att kvantifiera effekterna av den samlade påverkan på organismerna och de ekosystemprocesser de utför. På senare tid har forskare mer och mer fokuserat på så kallade *multiple stressor scenarios*, där flera olika påverkanstyper samverkar och påverkar en vattenförekomst (Luiker et al. 2007). Många pläderar därför för en effektbaserad miljöövervakning där effekterna av samtliga kemiska föroreningar kvantifieras i en biologisk respons på cell-, individ-, populations- eller samhällsnivå, alternativt för att kvantifiera kvaliteten för organismernas habitat (European Commission 2014).

För utvärdering av de biologiska effekterna av försurning och eutrofiering finns sedan länge väl-etablerade bedömningsgrunder. Bedömningsgrunderna för eutrofiering kvantifierar den sammanlagda effekten av olika mänskliga aktiviteter i landskapet som påverkar grumligheten och näringshalten i vattnet och följaktligen syrgaskoncentrationer i organismernas habitat. Jordbrukets prägling av ett landskap medför dessutom ett läckage av bekämpningsmedel till vattenförekomsterna. Den långsiktiga miljöövervakningen som SLU bedriver i fyra bäckar samt två åar på uppdrag av Naturvårdsverket (Nanos m.fl. 2015), samt screeningprojekten i många fler vattendrag som SLU utförde under 2015–2016 (Boström m.fl. 2016, Lindström m.fl. 2017) visar på förekomst av ett flertal bekämpningsmedel i vattenprover. Den samlade effekten av dessa blandningar av bekämpningsmedelsrester på vattenlevande organismer och de ekosystemtjänster de utför är föga kända i svenska vatten. Bekämpningsmedel är framtagna för att påverka biologiska system och det finns många dokumenterade fall av tydlig påverkan från studier på ekosystemstruktur (t.ex. Liess & Schulz 1999, Schäfer m.fl. 2011) och funktion (t.ex. Schäfer m.fl. 2012, Feckler 2016). Bekämpningsmedlens påverkan förväntas öka i ett varmare och blötare klimat (Kattwinkel m.fl. 2011, Steffens 2015).

För bekämpningsmedelspåverkan finns idag inga biologiska bedömningsgrunder med laga kraft inom EU, även om det finns lovande ansatser med SPEcies-At-Risk konceptet (SPEAR) som har förts fram av tyska forskare för både makroskopiska bottenlevande djur (Liess & von der Ohe 2005) och sedimentlevande nematoder (Höss m.fl. 2017). I flera svenska län har man även testat bedömning med frekvensen av missbildade kiselalgsskal. I denna utvärdering har vi beräknat både de befintliga index för bottenfauna och kiselalger som används för statusklassificering samt andra index som skulle kunna användas för att visa på en påverkan av bekämpningsmedel.

Den utförda undersökningen syftade till att undersöka biologiska effekter orsakade av växtskyddsmedel i jordbrukspåverkade svenska vattendrag. Den biologiska provtagningen utfördes i de vattendrag som också ingick i screeningen av bekämpningsmedel som SLU utförde på uppdrag av Naturvårdsverket under 2015 och 2016 (Boström m.fl. 2016, Lindström m.fl., 2017). Syftet var att kombinationen av biologiska prover och data på koncentrationer av växtskyddsmedel från screeningprojekten skulle ge en för Sverige unik koppling mellan de biologiska samhällena i vattendragen och exponeringen. Naturvårdsverket har gett stöd till provtagning och analys av bottenfauna och fastsittande kiselalger. Havs- och vattenmyndigheten har bidragit med finansiellt stöd för analys av meiofauna (dvs fauna < 65 µm) och helalgssamhällen i de biofilmer som täcker stenarna

i vattendragen. Ett annat syfte med undersökningen var att ge myndigheterna underlag till uppföljningen av miljömålen Giftfri miljö och Levande sjöar och vattendrag.



Figur 1. Karta som visar vattendrag som provtagits under 2015 (grå och svarta prickar) och 2016 (endast svarta).

2. Material och metoder

Under 2015 provtogs 32 vattendrag i jordbruksbygder med avseende på ett antal biologiska variabler (påväxtalger, meiofauna och makroskopisk bottenfauna) och med avseende på oorganisk vattenkemi (närsalter, metaller, alkalinitet, m.m.). 2016 återbesöktes 13 av vattendragen (figur 1, tabell 1). Utöver medel från centrala myndigheter har SLU-medel täckt kostnaden för provtagning och analys av 4 bäckar som ingår i miljöövervakningen inom programområde Jordbruksmark både under 2015 och 2016. Dessa bäckar anges av integritetsskäl med beteckningarna M42, E21, N34 och O18.

Provtagningarna utfördes av utbildad personal från SLU och med där möjligt standardiserade metoder som beskrivs i detalj nedan. Ibland var omständigheterna så att inget ett prov kunnat tas, t.ex. i Vege å och Höje å var vattennivåerna för höga för att kunna ta biologiska prover.

Tabell 1. Översikt över provtagna vattendrag under 2015 (samtliga) och 2016 (i fetstil), samt deras vattendrags-ID, län, koordinater för provtagningspunkten, storleken på avrinningsområdet (ARO) och andelen åkermark enligt Corine-data. Notera att vattendrag som ingår i miljöövervakningsprogrammet Jordbruksmark av integritetsskäl anges med beteckningarna M42, E21, N34 och O18.

Namn	Vattendrags-ID	Län	Provtagningspunkt	Storlek ARO (km ²)	% åkermark
Menlösabäcken	SE625838-133195	Halland	6256960, 377160	22	77
Skintan	SE629697-130875	Halland	6289116, 359256	36	82
Ramsjökanal	SE631920-129815	Halland	6318711, 339823	60	82
Munkån	SE634330-128835	Halland	6336998, 334677	24	69
Sege å	SE616871-132975	Skåne	6164737, 378277	334	70
Saxån	SE619598-131879	Skåne	6190742, 372653	359	86
Svarteån	SE615015-136863	Skåne	6143678, 419710	57	85
Råån	SE620565-131931	Skåne	6208330, 360506	193	88
Vege å	SE623451-131417	Skåne	6232130, 363334	488	67
Skivarpsån	SE615199-135961	Skåne	6145723, 411043	102	72*
Höje å	SE617647-132834	Skåne	6173024, 379163	316	67
Tullstorpsån	SE614633-134828	Skåne	6138534, 402913	81	92
Dybäcksån	SE614913-135332	Skåne	6139687, 406498	65	86
Kävlingeån	SE618685-133000	Skåne	6180757, 375706	1202	67
Hjälsta	SE662016-158493	Uppland	6618441, 633589	42	81
Lidan	SE645966-134216	Västergötland	6465119, 385437	31	77
Mjölån	SE646988-131834	Västergötland	6470287, 362108	49	77
Torpabäcken	SE647947-134730	Västergötland	6479046, 388498	56	78
Lillån	SE649715-130429	Västergötland	6498125, 356964	75	84
Slafsan	SE644798-137315	Västergötland	6449465, 422097	76	77
Skenaån	SE647435-145589	Östergötland	6471816, 501988	96	83
Dömestadsbäcken	SE647471-146955	Östergötland	6477077, 518128	60	81
Foderkullabäcken	SE648022-145906	Östergötland	6475392, 507570	29	84
Vadsbäcken	SE648948-153205	Östergötland	6494163, 580629	52	69
Kafjärdsgraven	SE658714-154381	Södermanland	6590327, 592628	61	60
Ståholmsbäcken	SE660396-151495	Västmanland	6595476, 560711	69	67
Sörbybäcken	SE655032-146374	Örebro	6551870, 509927	15	51
Sköllerstabäcken	SE655580-147311	Örebro	6557744, 521780	27	51
M42		Skåne		8	92*
N34		Halland		14	85*
E21		Östergötland		16	89*
O18		Västergötland		8	92*

* Från SLU-vatten och miljö, rapport 2015:5.

2.1. Bekämpningsmedelsexponering

Summerade s.k. toxiska enheter, eller *toxic units* (Σ TU) av bekämpningsmedel, beräknades för varje vattenprov som samlats inom ramen för screeningprojekten som genomfördes 2015 och 2016. Under 2015 har vattenprover (momentanprover) från screeningvattendragen för bekämpningsmedelsanalys samlats in månadsvis vid 3–8 tillfällen mellan maj och oktober, utom för Vege å som provtogs 14 gånger och Skivarpsån som provtogs 15 gånger. I bäckarna som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet (M42, N34, O18, E21) har mellan 26–30 tidsintegrerade vattenprov (veckobasis) kommit in till SLU:s laboratorium. Detaljerad information om metoder, analys och resultat finns i Boström m.fl. (2016) och Lindström m.fl. (2017). Under 2016 togs 9–15 momentanprov från screeningvattendragen, medan 20–30 veckovisa prover från övervakningsbäckarna togs.

Σ TU beräkningar utgick från EC_{50} -värden (akut toxicitet) för primärproducenter (alger, mestadels grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*), primärkonsumenter (vattenloppan *Daphnia magna*) och vattenväxter (*Lemna*). För dessa arter finns toxicitetsdata då de används frekvent inom registreringsprocessen, men detta betyder inte att de utgör de känsligaste arterna. Akuta EC_{50} -värden är relevanta i sammanhanget, eftersom höga exponeringar med bekämpningsmedel i vattendrag sker under korta episoder (timmar–dag). Σ TU för de olika organismgrupperna beräknades enligt:

$$\Sigma TU = \Sigma (C_i / EC_{50i})$$

där TU är antalet toxiska enheter för bekämpningsmedel i , C_i avser koncentrationen av bekämpningsmedel i i vattenprovet, och EC_{50} är koncentrationen som ger 50% effekt av bekämpningsmedel i (OECD 2006). EC_{50} -värden extraherades från EU:s databas PPDB (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>).

2.2 Påväxtalger - kiselalger och helalgssamhällen

Provtagning och analys av fastsittande kiselalger utfördes enligt metoden angiven i Havs- och vattenmyndighetens vägledning och föreskrift om övervakning av ytvatten (Naturvårdsverket 2007, Havs- och vattenmyndigheten 2013). Provtagningsmetoden som baseras på SIS (2014a) beskrivs mer utförligt i ”Undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys” (Havs- och vattenmyndigheten 2016) och går i korthet ut på att man samlar in ett antal knytnävsstora stenar i vattendraget och borstar av dem med en tandborste. De fastsittande algerna lossnar och fångas upp i en vanna, förs över till en flaska och fixeras med etanol. På laboratoriet framställs sedan mikroskoppreparat för identifiering av kiselalgsarter och räkning av skal. De personer som har gjort identifieringen av arter (enligt SIS, 2014b) har varit godkända i Nordiska Kiselalgs-interkalibreringar och har harmoniserat sitt sätt att analysera kiselalger (Kahlert och Albert 2013). Provtagning genomfördes under sommaren och hösten 2015 och 2016 och bearbetning och analys av de konserverade proverna gjordes vid senare tillfälle.

Bedömning av vattenkvaliteten med kiselalger grundar sig på två olika index: IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982), samt två stödparametrar: %PT (andelen skal från förorenigstoleranta arter) och TDI (Trophic Diatom Index) (Kelly 1998). IPS visar påverkan av näringsämnen och syretärande, organiska föroreningar, %PT indikerar organisk förorening och TDI indikerar eutrofiering. IPS används för att ta fram vattenkvalitetsklassen medan stödparametrarna används för att få en säkrare bedömning. Indelning i IPS-klasser har gjorts enligt tabell 2. IPS-indexet

sträcker sig mellan 1 och 20. Förutom nämnda index och stödparametrar har en ny metod använts för att bedöma om risk för påverkan av tungmetaller eller bekämpningsmedel föreligger (Kahlert 2012, Havs- och vattenmyndigheten 2016). Bedömningen grundar sig på andel missbildade skal > 1 % och antal taxa < 20, och en misstänkt metallpåverkan kan även styrkas av en låg Shannon-diversitet (Shannon 1948).

För provtagning av helalgssamhällen användes en cylindrisk borstprovtagare (yta 3,14 cm²) för att borsta av algerna från 5 stenar i vattendragen (Peters et al. 2005). Borstprovtagaren placeras på stenarnas ovansida och algerna borstas av genom att vrida borsten fram och tillbaka under 30 sek. Därefter öppnades den filterförsedda ventilen (filter 25 µm) och vatten drogs in i cylindern för att erhålla en algsuspension. Därefter stängdes ventilen åter och algsuspensionen överfördes till en 100-ml plastflaska. Proverna konserverades i fält med basisk Lugols lösning och analys har skett på laboratorium. Identifiering av taxa och analysen av algernas biovolym gjordes i 100–400 x förstoring med omvänt mikroskop (Kahlert, 2012a).

2.3 Bottenfaunasamhällen

Bottenlevande evertebrater har provtagits med sparkmetoden (SS EN 27828), som är en semi-kvantitativ metod som finns angiven i Havs- och vattenmyndighetens vägledning och föreskrift om övervakning av ytvatten (Naturvårdsverket 2007, Havs- och vattenmyndigheten 2013). Metoden beskrivs närmare i ”Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier” (Havs- och vattenmyndigheten 2016) och går i korthet till så att man sätter ett nät (maskstorlek 0,5 mm) mot vattendragets botten och sedan med ena foten virvlar upp bottensubstratet framför nätet så att substrat och bottenlevande djur hamnar i nätet. Sedan arbetar man 1 meter nedströms under 1 minut. Provet sällas sedan (0,5 mm), förs kvantitativt över i behållare och fixeras i etanol (slutkoncentration 70%). Fem sådana prov har tagits per lokal under hösten 2015 och 2016. De konserverade proverna sorteras och djuren artbestäms av ackrediterad laboratoriepersonal. För indexberäkning och beräkning av antalet taxa används den samlade informationen av fem delprov och en standardiserad artlista.

Data har sedan använts för att beräkna relevanta index angivna i rådande bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, d.v.s. ASPT och DJ-index. Vidare har SPEAR_{pesticides} och artrikedom (antal taxa) beräknats. ASPT-indexet indikerar allmän ekologisk kvalitet (Armitage m.fl. 1983). Indexet baseras på ekologiska egenskaper och tolerans hos familjer av bottenfauna mot föroreningar, främst syrekrävande ämnen och andra miljöförändringar (t.ex. avlägsnande av vegetation kring vattendraget). ASPT utgör del av nuvarande bedömningsgrunder för miljö kvalitet och indexet har interkalibrerats med relevanta länder inom Europa för att bedömningarna ska vara jämförbara. Det multimetriskt DJ-indexet för eutrofiering byggs upp av fem olika enkla index, däribland ASPT. Vidare ingår antalet taxa och relativ abundans av dag- bäck- och nattsländor, andelen kräftdjur, samt det tyska Saprobieindex, som främst kvantifierar effekter av syretärande ämnen (dvs graden av syrgasbrist). SPEAR_{pesticides} är en modifiering av SPEAR_{organic} som utvecklades av Wogram och Liess (2001) och som modifierades av von der Ohe och Liess (2004). SPEAR_{pesticides} är baserat på följande artegenskaper (s.k. *traits*): (1) känslighet för organiska föroreningar enligt den amerikanska AQUIRE-databasen (se von der Ohe och Liess 2004 för detaljer), (2) generationstid, (3) förekomst av akvatiska stadier under perioden med maximal användning av bekämpningsmedel, samt (4) spridningspotential (se Beketov m.fl. 2009 för en detaljerad beskrivning av indexberäkningen). Indexberäkningarna har gjorts med hjälp av online-verktyget för beräkning av SPEAR_{pesticides}

(<http://www.systemecology.eu/spearcalc/>) eller med beräkningsmoduler kopplade till databaser vid institutionen för vatten och miljö vid SLU (alla andra index). För samtliga indexberäkningar och bedömningar har informationen i de fem delproven slagits ihop i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter.

2.4 Meiofaunasamhällen

Meiofaunasamhällena (dvs fauna < 65 µm) provtogs med samma borstprovtagare (yta 3,14 cm²) som har beskrivits ovan för helalgssamhällena. Även här provtogs 5 stenar och proverna konserverades i formaldehyd (slutkoncentration 4%). Proverna skickades sedan till universitetet i Bielefeld för vidare analys. Meiofauna extraherades genom densitetscentrifugering med Ludox-HS[®] enligt Pfannkuche och Thiel (1988). Supernatanten, som innehöll meiofaunan, samlades på ett 10-µm såll och meiofaunan konserverades i 4% formalin och färgades med några droppar Rose Bengal. Meiofaunan sorterades och räknades under stereomikroskop (40x förstoring). Taxonomisk analys gjordes av professor Walter Traunspurger, en ledande forskare inom meiofaunans taxonomi och ekologi. Meiofauna sorterades i högre taxonomiska enheter, medan 50 slumpvist utvalda nematoder bestämdes till art och "feeding type" (Traunspurger 1997a) efter montering på mikroskopiska preparat enligt Seinhorst (1959). Nematoderna klassificerades även efter olika utvecklingsstadier (juvenil 1-3, juvenil 4, eller adult) och kön (hona, gravid hona, hane). SPEAR_{nematode} (Höss et al. 2011), som har utvecklats i Tyskland för att bedöma sedimentkvalitet, beräknades för nematodfaunan i proverna.

2.5 Vattenkemi

Vid varje provtagningstillfälle togs även ett vattenprov. Vattenproverna skickades samma dag till det ackrediterade vattenkemiska laboratoriet vid Institutionen för vatten och miljö vid SLU och analyserades dagens därpå, alternativt konserverades för senare analys där detta är möjligt. Vattenproverna analyserades med avseende på följande variabler: pH, konduktivitet, alkalinitet, absorptions, koncentrationerna av organiskt kol (TOC), total-N, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, PO₄-P, Tot-P, SO₄, F, samt av metallerna Ca, Mg, Na, K, Si, Fe, Mn, Al, As, Cd, Co, Cr, Ni, Pb, V, Zn. Analyserna gjordes enligt samma standardiserade metoder som används inom den nationella miljöövervakningen av sjöar och vattendrag som SLU utför.

3. Resultat och diskussion

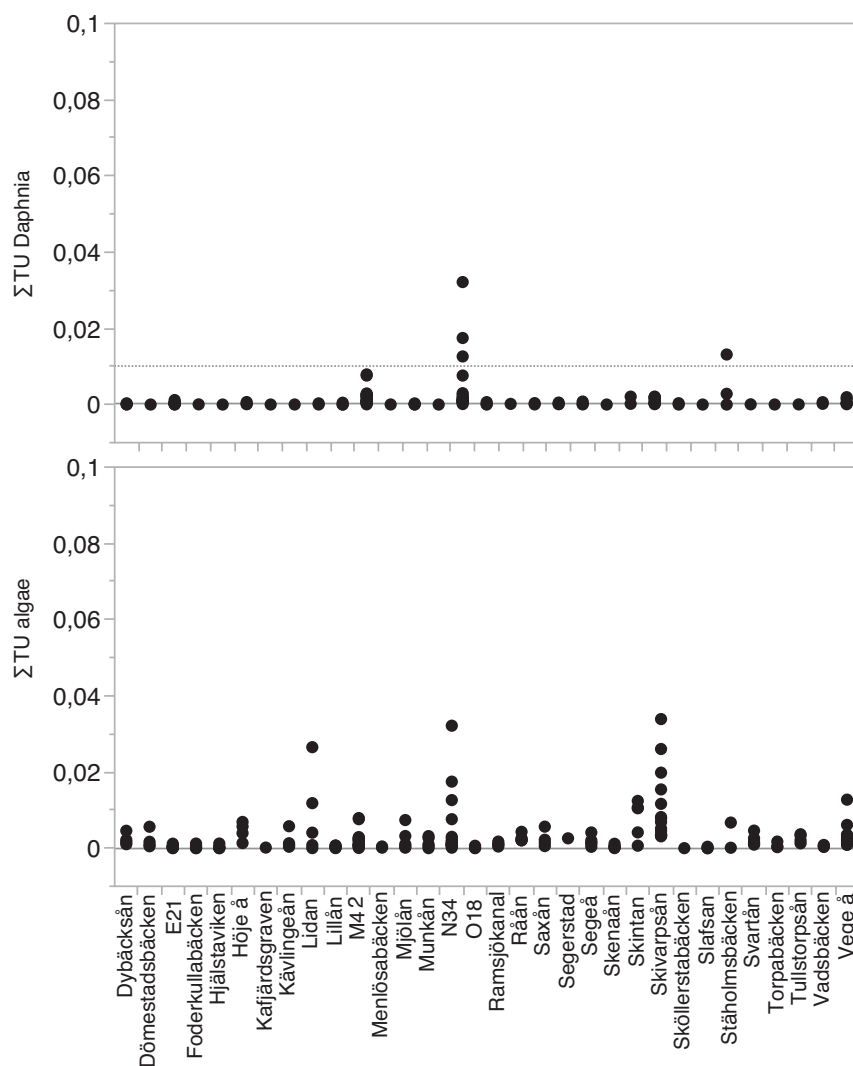
3.1. Bekämpningsmedelsexponering

Bekämpningsmedelsproverna visade generellt låga ΣTU för alger och *Daphnia* (figur 2 och 3). Under 2015 noterades endast 4 vattenprov med $\Sigma TU_{\text{alger}} > 0,02$, i N34, Skivarpsån (2 st) och Lidan. Ytterligare 10 värden, i tidigare nämnda vattendrag samt i Skintan och Vege å låg mellan 0,01 och 0,02. För de övriga 238 prover (eller 94%) som togs 2015 låg ΣTU_{alger} under 0,01, och låg därmed mer än en faktor 10 under EU:s *uniform principles* för alger som ligger på 0,1. EU:s *uniform principles* (UP) för utvärdering och registrering av växtskyddsmedel syftar på den koncentration som enskilda substanser inte ska överskrida (European Commission 2011).

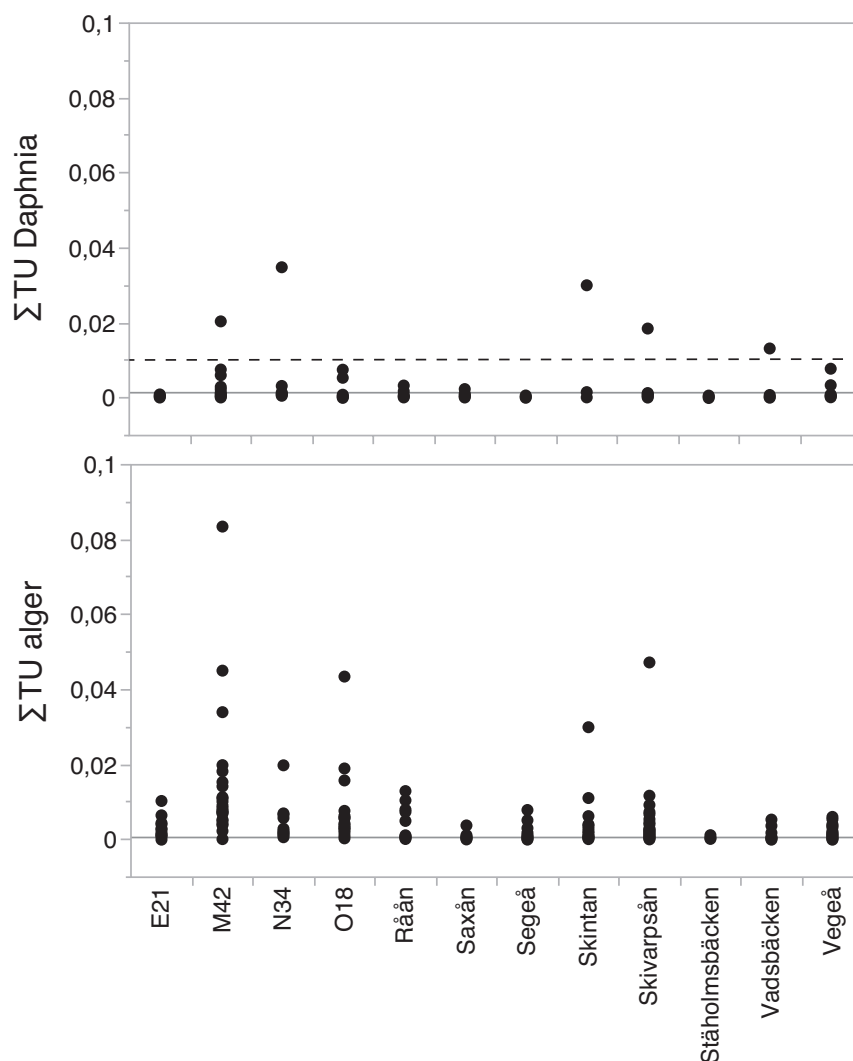
$\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ var under 2015 under 0,01 för samtliga prover utom 4. Tre av dessa 4 kom från N34 med värden på 0,0126, 0,0175, samt 0,0321, medan det fjärde $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ som översteg 0,01 kom från Ståholmsbäcken (0,0131). Ett $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ högre än 0,01 tyder enligt Beketov m.fl. (2009) på stark förorening (*highly contaminated*). 48% av proven visade en $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ mindre än 0,0001, vilket enligt Beketov m.fl. (2009) motsvarar en försumbar föroreningsgrad (*uncontaminated*). Det betyder att resterande 50,5% av vattenproven har en $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ i intervallet 0,0001–0,01 och skulle klassas som måttligt förorenad (*slightly contaminated*) enligt Beketov m.fl. (2009). Beketov et al. (2009) gör denna klassindelning utifrån ΣTU extraherade från Liess och von der Ohe (2005), som i stället anger *low effects* ($\Sigma TU < 0,001$), *sublethal effects* ($\Sigma TU 0,01–0,001$) och *lethal effects* ($\Sigma TU > 0,01$) med en hänvisning till Fleeger m.fl. (2003), som är en generell översiktsartikel om effekter av föroreningar på akvatiska ekosystem. Fleeger m.fl. (2003) nämner inte specifikt dessa ΣTU -värden. EU:s *uniform principles* för *Daphnia* ligger på 0,01.

Under 2016 togs vattenprover i färre vattendrag, men med en högre tidsmässig upplösning. Det bidrog till att några fler värden på över 0,02 för ΣTU_{alger} . Dessa var tre observationer i M42 (0,0835, 0,0451, 0,0340), samt en vardera i Skivarpsån (0,0719), Skintan (0,0604), O18 (0,0435), Lillån (0,0284) och Vege å (0,0237). Dessa 8 värden motsvarar 4,3% av samtliga prover tagna under 2016, vilket innebär att chansen att man tar ett vattenprov med $\Sigma TU_{\text{alger}} > 0,02$ är ungefär en på 23. Hela 156 prover, eller nästan 84%, hade en $\Sigma TU_{\text{alger}} < 0,01$ och låg därmed mer än en faktor 10 under EU:s *uniform principles* för alger.

$\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ för 2016 visade att 5 prover (eller 2,6% av proverna) hade en $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ som översteg 0,01 (motsvarande EU:s UP för *Daphnia*), vilket visar på stark förorening enligt Beketov m.fl. (2009). Dessa var Vadsbäcken (0,0133), Skivarpsån (0,0185), Skintan (0,0301, M42 (0,0205), samt N34 (0,0349). 44 av proverna (eller 23,0%) hade en $\Sigma TU_{\text{Daphnia}}$ lägre än 0,0001 och därmed en försumbar föroreningsgrad enligt Beketov m.fl. (2009). De resterande 73,4% av proverna (eller 122 st) hamnar i det stora spannet mellan 0,01 och 0,0001, vilket Beketov m.fl. (2009) betecknar som måttligt förorenade vatten.



Figur 2. Summerade toxiska enheter (ΣTU) för Daphnia (överst) och alger för vattenprover tagna under 2015. $n=3-8$ för screeningvattendragen, $n=14$ för Vege å, $n=15$ för Skivarpsån, $n=26-30$ för M42, N34, O18 och E21. Notera att data för M42, N34, O18, och E21 representerar veckovisa prover, medan momentanprover togs på övriga lokaler. Den streckade linjen i övre diagrammet visar EU:s *uniform principle* (UP) för Daphnia och fisk (0,01), dvs den gräns som enskilda substanser inte ska överskrida. UP för alger är 0,1. Se text för mer information.



Figur 3. Summerade toxiska enheter (ΣTU) för Daphnia (överst) och alger för vattenprover tagna under 2016. $n=9-11$ för screeningvattendragen, $n=11$ för Vege å, $n=11$ för Skivarpsån, $n=20-30$ för M42, N34, O18 och E21. Notera att data för M42, N34, O18, och E21 representerar veckovisa medelvärden, medan momentanprover togs på övriga lokaler. Den streckade linjen i övre diagrammet visar EU:s *uniform principle* (UP) för Daphnia och fisk (0,01), dvs den gräns som enskilda substanser inte ska överskrida. UP för alger är 0,1. Se text för mer information.

I figurerna 2 och 3 anger vi även EU:s *uniform principles*, som är en regulatorisk koncentration för vilken inga effekter ska förekomma för enskilda substanser. Vissa publikationer har ifrågasatt skyddet som dessa *uniform principles* ger då effekter för blandningar av bekämpningsmedel har observerats vid lägre nivåer (t.ex. Peter m.fl. 2013, Schäfer m.fl. 2012). Resultaten av ΣTU visar att kraftiga föroreningar med bekämpningsmedel noterades endast i enstaka fall. Många vattenprov innehåller låga koncentrationer av bekämpningsmedel. Detta är dels en följd av provtagningsmetodiken där enstaka vattenprov har samlats in. Långsiktiga analyser av veckovisa medelvärden som vattenproverna från miljöövervakningsbäckarna i det nationella programmet (M42, N34, O18, E21) visar att förhållandevis höga exponeringar kan förekomma i vattenmiljön (se t.ex. Bundschuh m.fl. 2014). Med tanke att dessa veckovisa medelvärden kan underskatta maximala koncentrationer under kortare tid (timmar–dagar) är det rimligt att anta att koncentrationer under kortare tidsintervall är avsevärt högre. Studien visar också

att momentanprover, så som EU:s ramdirektiv för vatten föreskriver för bedömning av prioriterade ämnen och kemisk status (Council of the European Communities 2000) utgör en bristfällig strategi för bekämpningsmedelsprovtagning, då koncentrationernas variation över tid är så pass stor (se även Bundschuh m.fl. 2014).

Medelvärde för $\sum TU_{\text{vattenväxter}}$ (mest baserat på data för *Lemna*, men i några fall även *Myriophyllum*) var 0,00527 för samtliga vattendrag under 2015 (10e och 90e percentilen 0,00032–0,0611, maxvärdet = 5,248). Det maximala värdet på 5,248 uppmättes i N34 den 22 juni 2015. För proverna från 2016 var medelvärde 0,0198, medan 10e och 90e percentilen var 0,00140–0,0529 och maxvärdet 0,343. Dessa värden visar att effekter på flytbladsväxter i vattendragen inte kan uteslutas.

3.2. Påväxtalger – kiselalger

De flesta av de 20 vanligaste kiselalgstaxa i alla prover (Tabell 2) är typiska för näringsrika vattendrag och brukar förekomma i vatten med neutralt eller högt pH. *Diadmesmis contenta* var. *contenta* är dessutom tolerant mot starka vattenståndsförändringar. Bara *Achnanthes minutissimum* group II brukar förekomma i vatten med bara måttlig näringshalt.

Tabell 2. De 20 vanligaste kiselalgstaxa från samtliga prover, i fallande ordning.

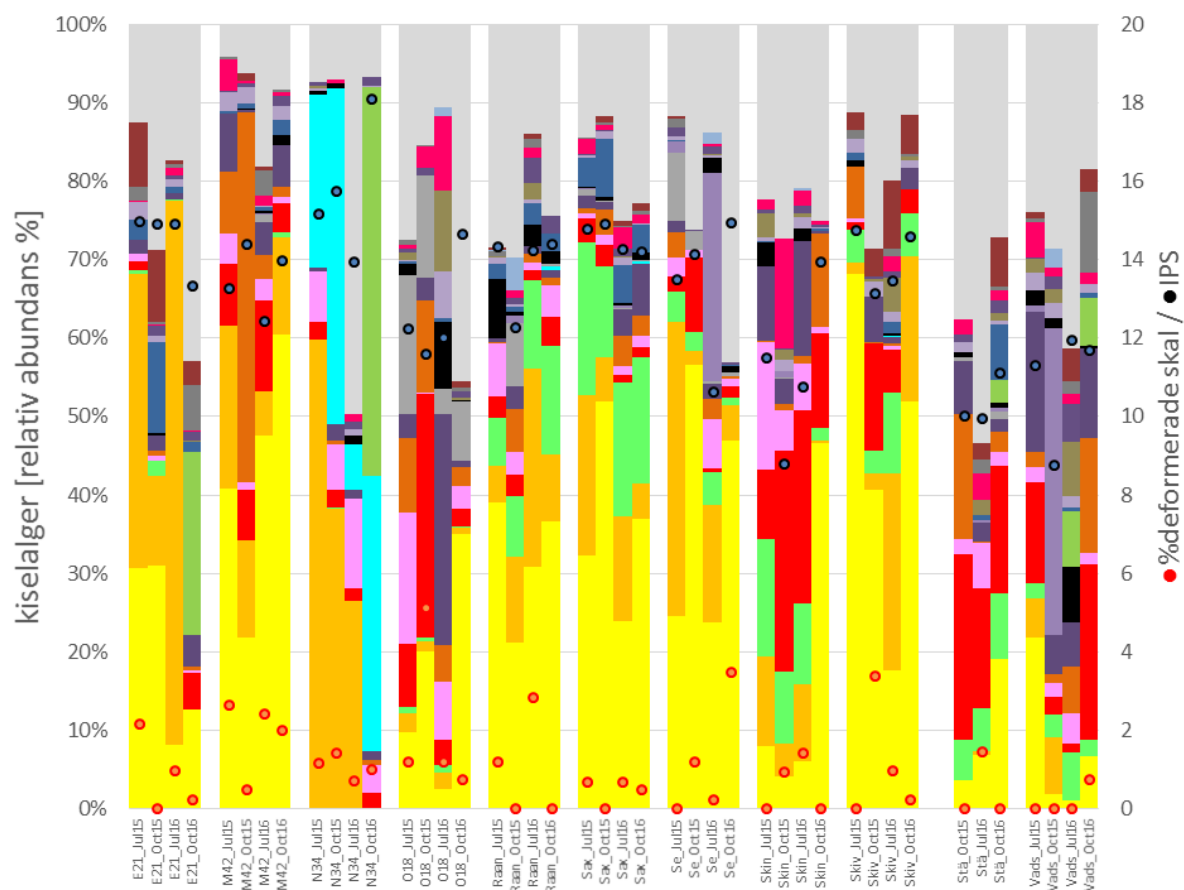
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow
<i>Achnanthes minutissimum</i> group III (mean width >2,8µm)
<i>Cocconeis placentula</i> incl. varieties
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bert.
<i>Navicula gregaria</i> Donkin
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bert.
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert.
<i>Karayevia oblongella</i> (Østrup) M.Aboal
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D.G.Mann
<i>Navicula lanceolata</i> (C.Agardh) Ehrenb.
<i>Achnanthes minutissimum</i> group II (mean width 2,2-2,8µm)
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müll.) Bory
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kütz.) Lange-Bert.
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer & Lange-Bert.
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hust.) Lange-Bert.
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow
<i>Diadmesmis contenta</i> var. <i>contenta</i> (Grunow) D.G.Mann
<i>Caloneis lancetula</i> (Schulz) Lange-Bert. & Witkowski

I tabell 3 ges en översikt av resultaten för antal taxa, IPS samt % missbildade skal för de olika lokalerna de två undersökta åren. IPS används för statusklassificering gällande kiselalger enligt HVMFS 2013:19 och har markerats med färger för vilken status de indikerar. I bilaga 1 presenteras alla olika indexberäkningar per vattendrag och år. Artsammansättningen för fastsittande kiselalger ges i figur 4 och 5 och andel missbildade kiselalgs skal i figur 6.

Tabell 3. Antal taxa av kiselalger, IPS-indexvärden samt andel missbildade skal (Missb.) för vattendragen provtagna 2015 och 2016. Färgkoderna korresponderar med de som används för statusklassificeringen, där blå anger hög status (IPS $\geq 17,5$), grön god status (IPS 14,5–17,5), gul måttlig status (IPS 11–14,5), orange otillfredsställande status (IPS 8–11) och röd dålig status (IPS < 8). Notera att IPS indikerar en tilltagande påverkan av näring från klasserna hög till måttlig medan det indikerar en påverkan av huvudsakligen syretärande föroreningar i klasserna otillfredsställande och dålig. Mer än 1 % missbildade skal kan tyda på en påverkan av miljögifter såsom metaller eller bekämpningsmedel. Ett streck anger att inget prov har tagits.

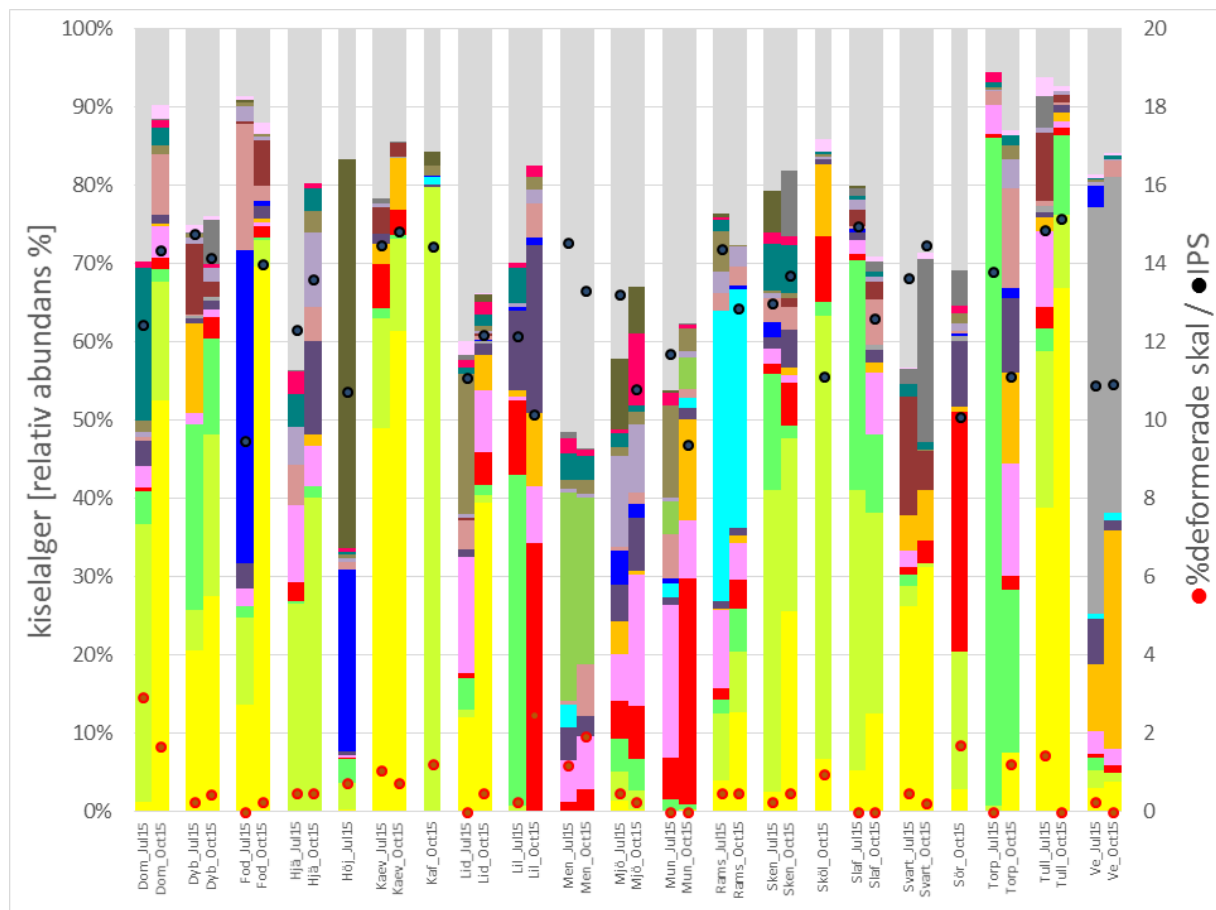
Vattendrag	Antal taxa juli 2015	Antal taxa okt 2015	Antal taxa juli 2016	Antal taxa okt 2016	IPS juli 2015	IPS okt 2015	IPS juli 2016	IPS okt 2016	% Missb. juli 2015	% Missb. okt 2015	% Missb. juli 2016	% Missb. okt 2016
Dybäcksån	41	45	–	–	14,8	14,1	–	–	0,2	0,5	–	–
Dörestadsbäcken	41	30	–	–	12,4	14,3	–	–	2,9	1,7	–	–
E21	30	39	25	50	15,0	14,9	14,9	13,4	2,2	0	1,0	0,3
Foderkullabäcken	33	29	–	–	9,5	14,0	–	–	0	0,3	–	–
Hjälsta	39	28	–	–	12,3	13,6	–	–	0,5	0,5	–	–
Höje å	35	–	–	–	10,7	–	–	–	0,7	–	–	–
Kafjärdsgraven	–	25	–	–	–	14,4	–	–	–	1,2	–	–
Kävlingeån	36	20	–	–	14,5	14,8	–	–	1,1	0,7	–	–
Lidan	39	50	–	–	11,1	12,2	–	–	0	0,5	–	–
Lillån	36	29	–	–	12,2	10,2	–	–	0,2	2,5	–	–
M42	20	20	24	29	13,3	14,4	12,4	14,0	2,7	0,5	2,4	2,0
Menlösabäcken	54	53	–	–	14,5	13,3	–	–	1,2	1,9	–	–
Mjölån	49	55	–	–	13,2	10,8	–	–	0,5	0,2	–	–
Munkån	62	68	–	–	11,7	9,4	–	–	0	0	–	–
N34	22	22	45	18	15,2	15,8	14,0	18,1	1,2	1,4	0,7	1,0
O18	35	18	33	26	12,2	11,6	12,0	14,7	1,2	5,1	1,2	0,8
Ramsjökanal	50	34	–	–	14,4	12,9	–	–	0,5	0,5	–	–
Råån	50	60	38	58	14,3	12,3	14,3	14,4	1,2	0	2,9	0
Saxån	26	35	52	52	14,8	14,9	14,3	14,2	0,7	0	0,7	0,5
Segeå	28	18	44	29	13,5	14,2	10,6	15,0	0	1,2	0,2	3,5
Skenaån	40	31	–	–	13,0	13,7	–	–	0,2	0,5	–	–
Skintan	37	43	34	28	11,5	8,8	10,8	14,0	0	1,0	1,4	0
Skivarpsån	32	29	35	27	14,8	13,2	13,5	14,6	0	3,4	1,0	0,3
Sköllerstabäcken	–	28	–	–	–	11,1	–	–	–	1,0	–	–
Slafsan	54	42	–	–	15,0	12,6	–	–	0	0	–	–

Vattendrag	Antal taxa juli 2015	Antal taxa okt 2015	Antal taxa juli 2016	Antal taxa okt 2016	IPS juli 2015	IPS okt 2015	IPS juli 2016	IPS okt 2016	% Missb. juli 2015	% Missb. okt 2015	% Missb. juli 2016	% Missb. okt 2016
Stäholmsbäcken	–	37	47	50	–	10,0	10,0	11,1	–	0	1,5	0
Svarteån	31	30	–	–	13,6	14,5	–	–	0,5	0,2	–	–
Sörbybäcken	–	44	–	–	–	10,1	–	–	–	1,7	–	–
Torpabäcken	24	38	–	–	13,8	11,1	–	–	0	1,2	–	–
Tullstorpsån	23	19	–	–	14,9	15,2	–	–	1,4	0	–	–
Vadsbäcken	54	56	42	36	11,3	8,8	12,0	11,7	0	0	0	0,8
Vege å	32	29	–	–	10,9	10,9	–	–	0,2	0	–	–



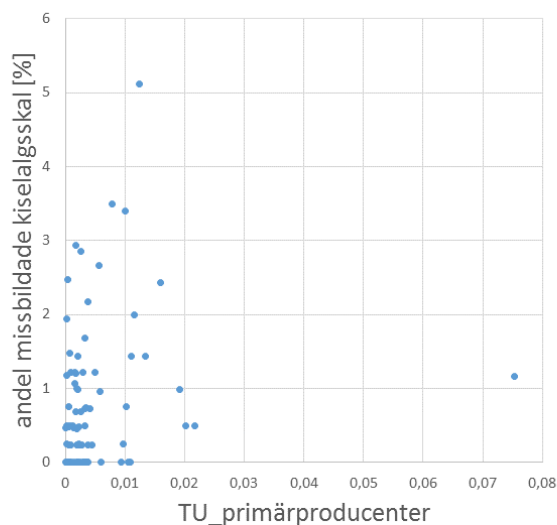
Figur 4. Relativ abundans av kiselalgstaxa, kiselalgsindex IPS (blå cirklar) och andel missbildade skal (röda cirklar) för lokaler som provtogs i juli och oktober under 2015 och 2016.

Amphora pediculus	Navicula lanceolata
Achnanthes minutissimum group III	Achnanthes minutissimum group II
Cocconeis placentula incl. varieties	Navicula tripunctata
Eolimna minima	Planorthis lanceolatum
Navicula gregaria	Surirella brebissonii var. kuetzingii
Rhoicosphenia abbreviata	Gomphonema parvulum
Planorthis freudentis	Mayamaea atomus var. perinitis
Karayevia oblongella	Nitzschia dissipata
Nitzschia inconspicua	Diadema contenta var. contenta
Luticola mutica	Caloneis lancettula
Övriga arter av kiselalger	



Figur 5. Relativ abundans av kiselalgstaxa, kiselalgsindex IPS (blå cirklar) och andel missbildade skal [%] (röda cirklar) för lokaler som provtogs i juli och oktober under 2015.

Amphora pediculus	Navicula lanceolata
Achnanthes minutissimum group III	Achnanthes minutissimum group II
Cocconeis placentula incl. varieties	Navicula tripunctata
Eolimna minima	Planothidium lanceolatum
Navicula gregaria	Surirella brebissonii var. kuetzingii
Rhoicosphenia abbreviata	Gomphonema parvulum
Planothidium frequentissimum	Mayamaea atomus var. permissus
Karayevia oblongella	Nitzschia dissipata
Nitzschia inconspicua	Diademesma contenta var. contenta
Luticola mutica	Caloneis lancettula
Övriga arter av kiselalger	



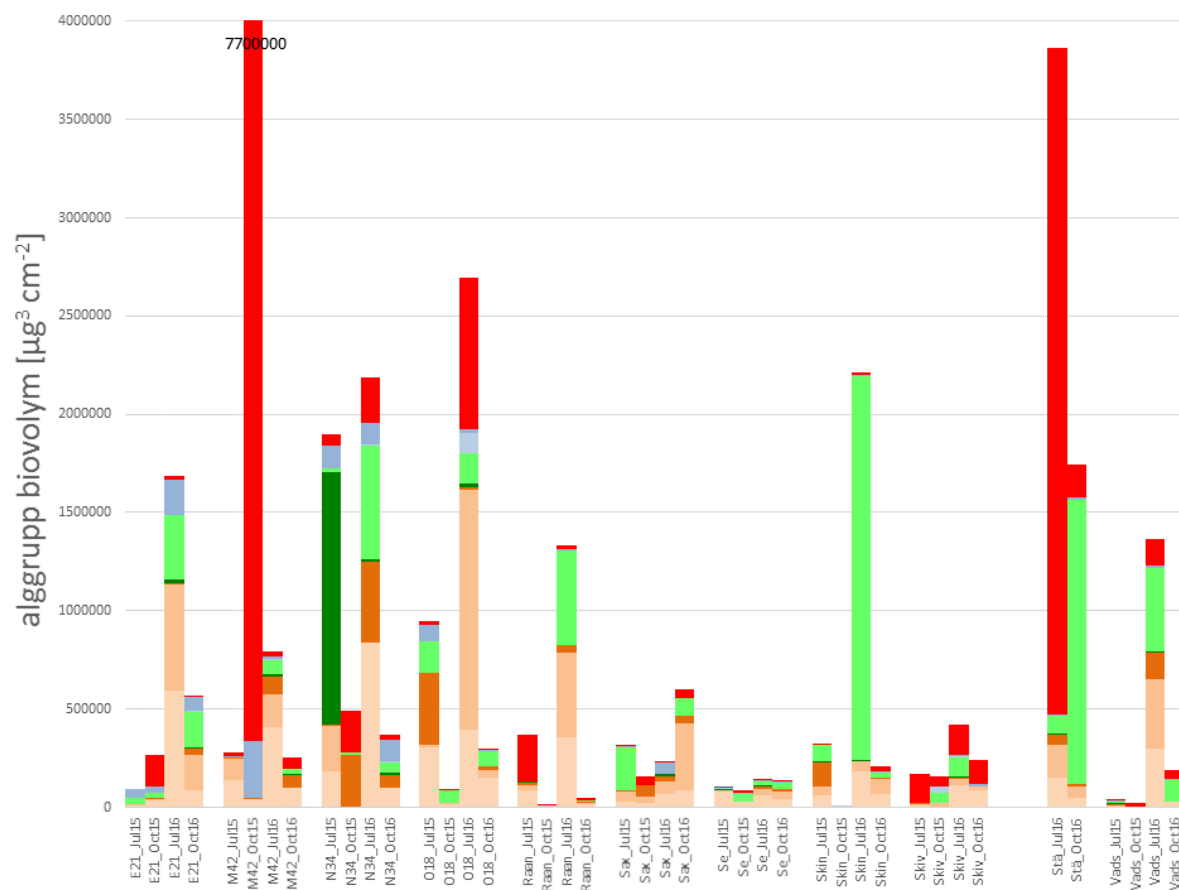
Figur 6. Andel missbildade kiselalgsskal (%) avsatt mot summerade toxiska enheter för alger.

På de undersökta lokalerna hittades mellan 18 och 68 kiselalgstaxa per prov och Shannons diversitetsindex låg mellan 1,2 och 4,7 (Bilaga 1). I 90 % av alla vattendrag i Sverige brukar mellan 20 och 80 kiselalgstaxa påträffas med standardmetoden, och en diversitet mellan 1,5 och 5 (Kahlert 2011). Det är vanligt att jordbruksvattendrag har en ganska hög diversitet och taxaantal.

Kiselalgsindexet IPS och stödindexen TDI och %PT klassar en majoritet av proverna som måttlig ekologisk status, vilket tyder på relativt höga koncentrationer av näringsämnen, framförallt av fosfor och möjligtvis även syretärande, organiska föroreningar. 11 prover klassades som otillfredsställande, vilket tyder på en stark påverkan av syretärande, organiska föroreningar. 18 prover klassades som god, fast hela 15 av dem föll inom osäkerhetsmarginalen till måttlig status. Bara ett prov klassades som hög status. Andelen missbildade kiselalgsskal (total) överskred 1% på en tredjedel av lokalerna. Detta kan tyda på en påverkan av miljögifter såsom metaller eller bekämpningsmedel, då gränsen på 1% har identifierats som en bakgrundsnivå för deformationer hos kiselalger (Kahlert 2012).

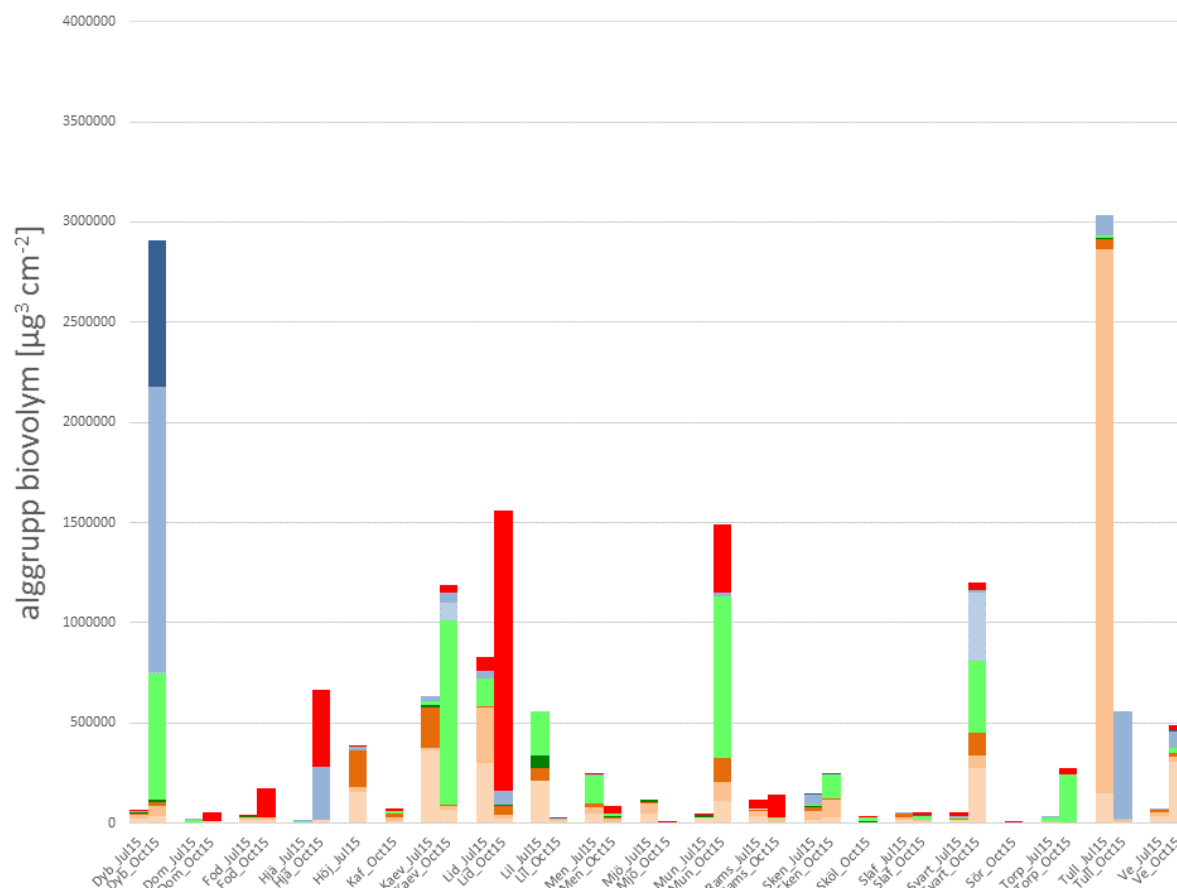
3.3. Påväxtalger – helalgssamhällen

Analys av helalgssamhällena visade en stor variation i algbiomassa och artsammansättning bland vattendragen (figur 7 och 8). Trådformiga grönalger och trådformiga rödalger var vanligt förekommande, medan kockoida grönalger och cyanobakterier var mindre vanliga. En särskilt hög andel rödalger påträffades i M42 i oktober 2015 och i Ståholmsbäcken i juli 2016. Hög förekomst av kvävefixerande cyanobakterier fanns endast i Dybäcken i oktober 2015, vilket tyder på kvävebrist. I alla andra vattendrag saknades kvävefixerande cyanobakterier, vilket tyder på det inte var kväve som begränsade primärproduktionen. Kiselalger hittades på alla lokaler och bestod främst av arter som lever som enstaka celler och inte i kolonier.



Figur 7. Biovolym [$\mu\text{m}^3 \text{cm}^{-2}$] av samtliga alggrupper för lokaler som provtogs i juli och oktober under 2015 och 2016. Färgkoderna korresponderar till alggrupper enligt följande:

kiselasger (enskilda små till medelstora celler)	cyanobakterier (kockoidala)
kiselasger (enskilda stora celler)	cyanobakterier (trådformiga utan heterocyster)
kiselasger (kolonier)	cyanobakterier (trådformiga med heterocyster)
grönalger (kockoidala)	rödalger (trådformiga)
grönalger (trådformiga)	



Figur 8. Biovolym [$\mu\text{m}^3 \text{cm}^{-2}$] av samtliga alggrupper för lokaler som provtogs enbart i juli och oktober 2015. Färgkoderna korresponderar till alggrupper enligt följande:

kiselalger (enskilda små till medelstora celler)	cyanobakterier (kokkoidala)
kiselalger (enskilda stora celler)	cyanobakterier (trådformiga utan heterocyster)
kiselalger (kolonier)	cyanobakterier (trådformiga med heterocyster)
grönalger (kokkoidala)	rödalger (trådformiga)
grönalger (trådformiga)	

3.4. Bottenfaunasamhällen

Artrikedomen (antal taxa) varierade mellan 16 (O18) och 51 (Slafsan) under 2015 och mellan 11 (O18) och 49 (Saxån) under 2016 (tabell 4). Alla vattendrag utom O18 uppnår hög eller god status när bedömningen görs med ASPT. När bedömningen görs med DJ-indexet är det endast Lidan och Lillån som inte uppnår god ekologisk status. Det är dessa två index som används för statusklassificering gällande bottenfauna enligt HVMFS 2013:19. Att de allra flesta vattendrag får god eller hög status är något överraskande med tanke på den tydliga jordbrukspåverkan på flera av vattendragen. Det är till och med så att flera av vattendragen har indexvärden som är högre än referensvärdena för ASPT (5,37) och DJ (10). En kombination av höga näsalkoncentrationer, en god syresättning som följd av strömförhållandena, samt en god tillgång till föda kan bidra till att vattendragen får en rik bottenfauna och förhållandevis höga indexvärden. Även det faktum att provtagning görs på de sparsamma steniga bottenarna (där möjligt) i de annars sand/lerbottnarsdominerade vattendragen kan bidra till att de får en förhållandevis hög statusklassning. ASPT-indexet anses också vara ganska ”förlåtande”. En framtida revidering av bedömningsgrunderna bör överväga att justera bedömningsskalan för ASPT, även om

det medföra konsekvenser för den interkalibrering av indexet som har gjorts med flera andra EU-länder. Det är också så att varken ASPT eller DJ-index är framtagna med fokus på bekämpningsmedelspåverkan specifikt utan svarar mot allmän ekologisk kvalitet respektive näringspåverkan.

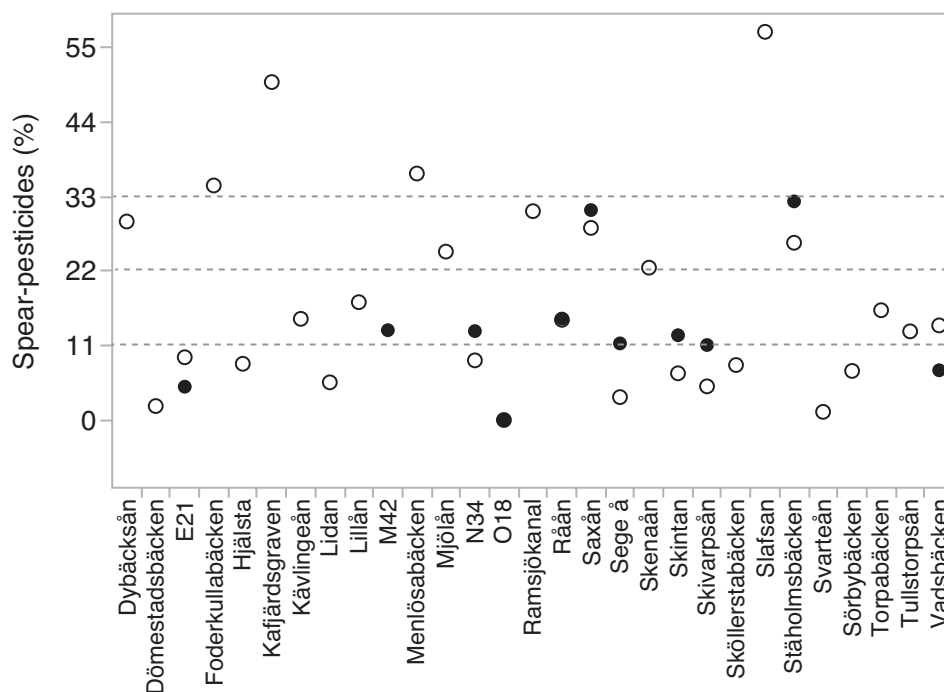
Tabell 4. Antal taxa, ASPT, DJ, samt SPEAR_{pesticides}-indexvärden för vattendragen provtagna 2015 och 2016.

Färgkoderna korresponderar med de som används för statusklassificeringen, där blå anger hög status (ASPT $\geq$ 4,83; DJ $\geq$ 8), grön god status (3,76 $\leq$ ASPT $<$ 4,83; 6 $\leq$ DJ $<$ 8), gul måttlig status (2,42 $\leq$ ASPT $<$ 3,76; 4 $\leq$ DJ $<$ 6). Beketov m.fl. (2009) föreslår indexvärde för SPEAR_{pesticides} som gränser för god-måttlig (33), måttlig-otillfredsställande (22), samt otillfredsställande-dålig (11). Ett streck anger att inget prov har tagits.

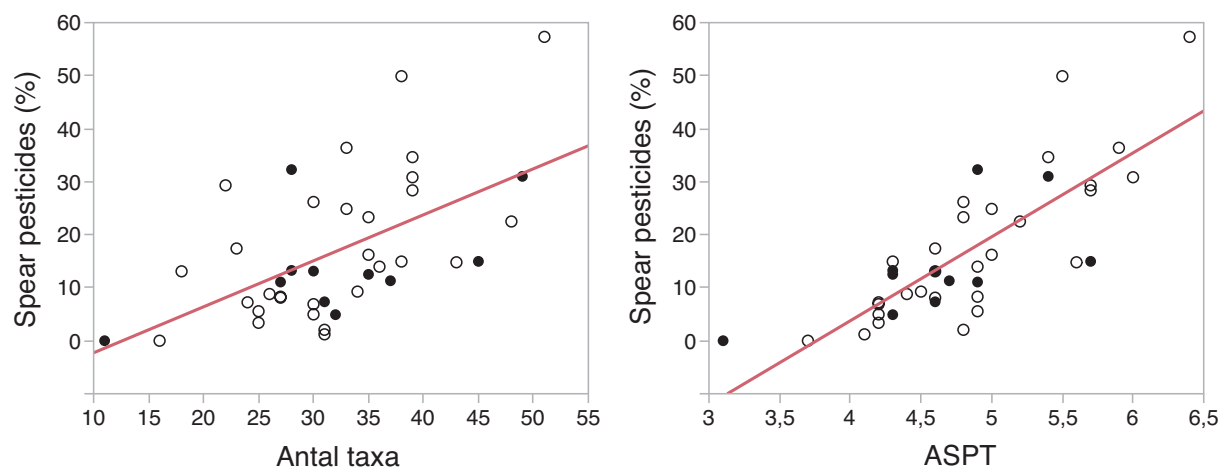
Vattendrag	Antal taxa 2015	Antal taxa 2016	ASPT 2015	ASPT 2016	DJ 2015	DJ 2016	SPEAR 2015	SPEAR 2016
Dybäcksån	22	–	5,7	–	11	–	29,3	–
Dölestadsbäcken	31	–	4,8	–	7	–	2,1	–
E21	34	32	4,5	4,3	8	6	9,3	4,9
Foderkullabäcken	39	–	5,4	–	10	–	34,6	–
Hjälsta	27	–	4,9	–	7	–	8,3	–
Kafjärdsgraven	38	–	5,5	–	11	–	49,9	–
Kävlingeån	38	–	4,3	–	7	–	14,9	–
Lidan	25	–	4,9	–	5	–	5,6	–
Lillån	23	–	4,6	–	5	–	17,4	–
M42	–	28	–	4,3	–	12	–	13,3
Menlösabäcken	33	–	5,9	–	6	–	36,4	–
Mjölån	40	–	5,0	–	6	–	24,9	–
Munkån	35	–	4,8	–	8	–	23,3	–
N34	26	30	4,4	4,6	7	8	8,8	13,1
O18	16	11	3,7	3,1	6	7	0	0
Ramsjökanal	39	–	6,0	–	12	–	30,8	–
Råån	43	45	5,6	5,7	10	11	14,8	15,0
Saxån	39	49	5,7	5,4	12	11	28,4	31,0
Segeå	25	37	4,2	4,7	7	8	3,4	11,3
Skenaån	48	–	5,2	–	10	–	22,5	–
Skintan	30	35	4,2	4,3	7	8	6,9	12,5
Skivarpsån	30	27	4,2	4,9	8	10	5,0	11,1
Sköllerstabäcken	27	–	4,6	–	7	–	8,1	–
Slafsan	51	–	6,4	–	13	–	57,3	–
Ståholmsbäcken	30	28	4,8	4,9	7	7	26,2	32,3
Svarteån	31	–	4,1	–	7	–	1,2	–
Sörbybäcken	24	–	4,2	–	7	–	7,2	–
Torpabäcken	35	–	5,0	–	8	–	16,2	–
Tullstorpsån	18	–	4,6	–	6	–	13,1	–
Vadsbäcken	36	31	4,9	4,6	8	6	14,0	7,3

SPEAR_{pesticides}-indexet har framförts av tyska forskare (Beketov m.fl. 2009, Schäfer m.fl. 2012) som ett lovande verktyg för bedömning av bekämpningsmedelspåverkan på bottenlevande evertetrater (bottenfauna). I vår undersökning låg samtliga indexvärden utom fyra under 33 (figur 9), vilket Beketov m.fl. anger som gräns för god-måttlig status. Högsta SPEAR_{pesticides}-värdet på 57 uppmättes i Slafsan och det lägsta på 0 uppmättes i O18 (både 2015 och 2016). O18 är en liten bäck som hyser endast 11–16 taxa (tabell 4). Flera av SPEAR_{pesticides}-värden visade relativt låg spridning mellan 2015 och 2016. Skillnaden mellan värden för 2015 och 2016 var högst i Sege å, 3,4 respektive 11.

Mellanårsvariation för 6-års mätningar i vattendragen inom bekämpningsmedelsövervakningen visade att $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -indexets spridning var 0–23,6 för O18, 0–18,1 för N34, 0–13,3 för M42 och 4,9–26,4 för E21. Dessa är generellt låga värden och skulle kunna tyda på en upprepad påverkan med bekämpningsmedel. I bilaga 1 presenteras alla olika indexberäkningar per vattendrag och år.



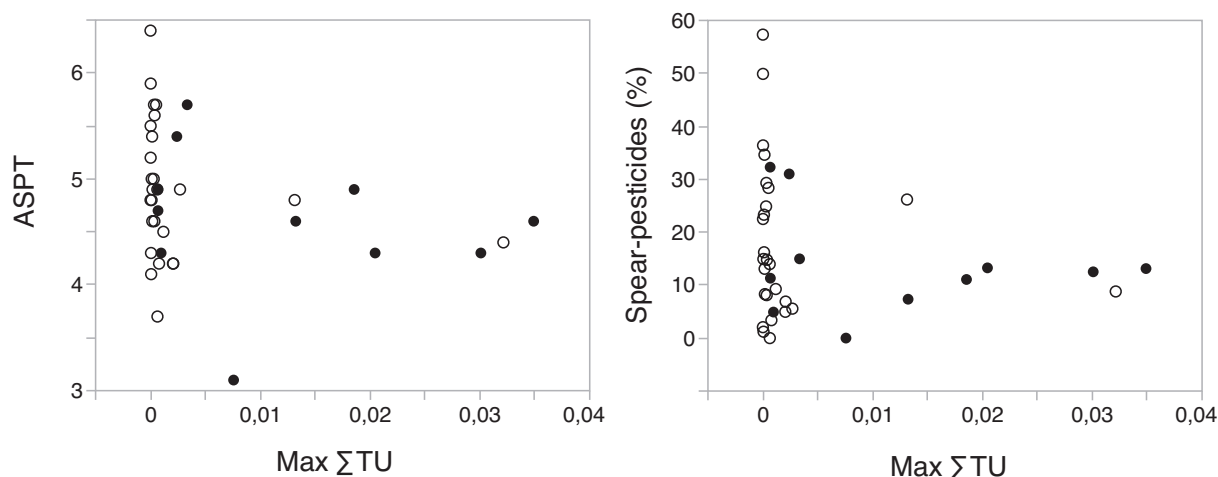
Figur 9. $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -värden (%) för bottenfaunasamhällen i vattendragen som provtogs 2015 (vita cirklar) och 2016 (svarta cirklar). De streckade linjerna anger indexvärden som Beketov m.fl. (2009, figur 4) föreslår som gränser för god-måttlig (33), måttlig-otillfredsställande (22), samt otillfredsställande-dålig (11).



Figur 10. Relationen mellan antal taxa och $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ (vänster) och mellan ASPT och $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ (höger) för prover tagna 2015 (vita cirklar) och 2016 (svarta cirklar). $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}} = -10,96 + 0,868 \times \text{antal taxa}$ ($p < 0,0002$, $R^2 = 0,32$) och $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}} = -59,56 + 15,83 \times \text{ASPT}$ ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,62$).

SPEAR_{pesticides} visar ett bra och ytterst signifikant samband med både antalet taxa och ASPT (figur 10), vilket tyder på att båda indexen fungerar ungefär på samma sätt. Vid ASPT lika med 4 är SPEAR_{pesticides} fortfarande noll, vilket skulle kunna tolkas som om ASPT har en ”högre upplösning” vid låga SPEAR_{pesticides}-värden. Även tidigare analyser på 100 sydsvenska vattendrag från riksinventeringen 2000, med markanvändning som varierade mellan $\geq 90\%$ skog och $>90\%$ jordbruksmark, har visat att ASPT och SPEAR_{pesticides} visar ett bra samband med varandra ($r=0,77$; $R^2=0,59$) (von der Ohe och Goedkoop 2013). Båda indexen visar också ett starkt samband med andelen jordbruksmark i vattendragens avrinningsområde (Goedkoop, opublicerat). SPEAR_{pesticides} på 33, vilket Beketov m.fl. (2009) anger som undre gräns för god status, sammanfaller med ASPT på 5,65, vilket ligger strax över gränsen mellan god och hög ekologisk status (=ASPT 5,56). Även DJ-indexet visar ett högst signifikant samband med SPEAR_{pesticides}, även om spridningen är större än för ASPT (ej visat). ASPT visar således den variation som beror på en samverkan mellan olika påverkansfaktorer såsom eutrofiering, borttagning av vegetation utmed vattendragen, samt bekämpningsmedelspåverkan. Här kan även ammoniakbildning spela en roll i långsamt rinnande, näringsrika vattendrag, när ammonium (NH_4) omvandlas till det ytterst giftiga ammoniak (NH_3) vid höga pH-värden som följd av kraftig fotosyntes. De kemiska analyserna tyder dock inte på att gränsvärdet för ammoniak på $25 \mu\text{g NH}_3/\text{l}$ (SFS 2006:1140) överskreds i samband med provtagningarna 2015 och 2016, då den maximala ammoniakkoncentrationen var $6 \mu\text{g/l}$ (oktober 2015 i M42).

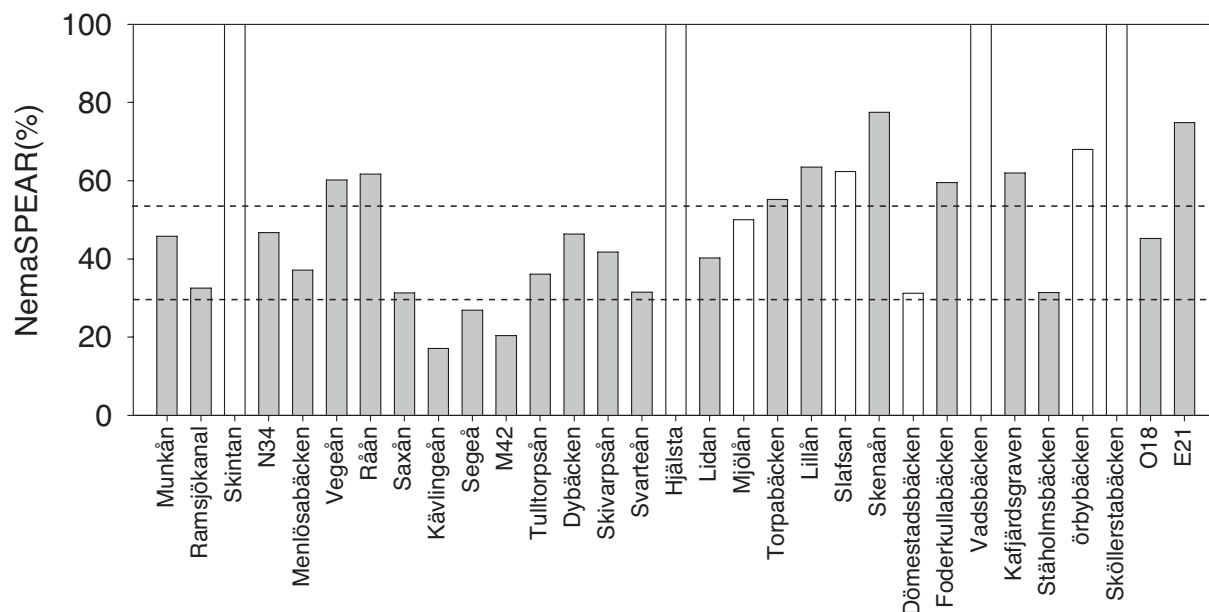
Varken ASPT eller SPEAR_{pesticides} visar ett tydligt samband med den maximalt uppmätta $\sum\text{TU}_{\text{Daphnia}}$ under säsongen (figur 11). Vid $\sum\text{TU}_{\text{Daphnia}}$ kring noll finns ASPT-värden som varierar mellan 3,7 och 6,4. Det tyder på att även vid en obefintlig exponering finns andra påverkansfaktorer som påverkar indexet, alternativt att exponeringen har varit högre mellan provtagningarna. SPEAR_{pesticides} uppvisar ett liknande samband (figur 11). Utmed gradienten från noll till den maximalt uppmätta exponeringen av $\sum\text{TU}_{\text{Daphnia}}$ av 0,0349 saknas ett tydligt samband för både SPEAR_{pesticides} och ASPT, trots att man kan förvänta sig effekter vid $\sum\text{TU}$ som överskrider 0,01 (Lies & von der Ohe 2005). Det finns två förklaringar till detta. Å ena sidan kan det vara så att det faktiskt inte sker någon påverkan utmed den uppmätta bekämpningsmedelsgradienten, då koncentrationerna är låga och biotillgängligheten i naturvatten är lägre än i toxicitetstester som följd av högre koncentrationer av löst organiskt kol. Å andra sidan kan det vara så att bottenfaunasamhällen visar en viss återhämtning mellan perioden då bekämpningsmedelsanvändning är som högst (vår sommar) och provtagningstillfället som ska vara på hösten enligt handboken för miljöövervakning. Det skulle också kunna vara så att individtätheten av bottendjur är lägre som följd av en bekämpningsmedelsexponering, men att denna effekt inte upptäcks då bottenfaunametoden är semi-kvantitativ.



Figur 11. Samband mellan det maximalt uppmätta $\Sigma TU_{Daphnia}$ under säsongen och ASPT (vänster) och $SPEAR_{pesticides}$ (höger) för prover tagna 2015 (vita cirklar) och 2016 (svarta cirklar).

3.5. Meiofaunasamhällen

Analys av meiofaunasamhällena för 2015 års prover visade på höga abundanser av nematoder i biofilmerna i flera av vattendragen. Både Munkån, Ramsjökanal, Kävlingeån, Dybäcksån och Svarteån hade nematodabundanser som översteg 300 ind/10cm². Högst var abundansen av nematoder i Svarteån med 1389±877 ind/10m² (medel ± standardavvikelse). Vanliga bland nematoderna under 2015 var olika arter inom släktet *Eumonhystera* (bakterivor) och *Chromadorina* (algätare). Även meiofaunasamhällena för 2016 års prover visade på höga abundanser av nematoder; i Råån 688±290 ind/10cm² (medel ± standardavvikelse), i Skivarpsån 448±255 ind/10cm² och i M42 405±244 ind/10cm². Även hjuldjur (Rotatoria) var vanligt förekommande i biofilmerna i dessa vattendrag; i Råån 594±363 ind/10cm², i Skivarpsån 869±589 ind/10cm² och i M42 352±302 ind/10cm². Även E21 visade höga abundanser av hjuldjur, 343±518 ind/10cm². Andra vanligt förekommande taxa var fjädermygglarver (Chironomidae) och rundmaskar (Annelida). Bland mindre vanliga taxa fanns björndjur (Tardigrada) och harpacticoida hoppkräftor (Copepoda), som förekom i enstaka vattendrag. Meiofaunaproverna visade dock en stor variation mellan replikata prov i ett vattendrag, vilket tyder på att organismerna är ojämnt fördelade på bottenarna.

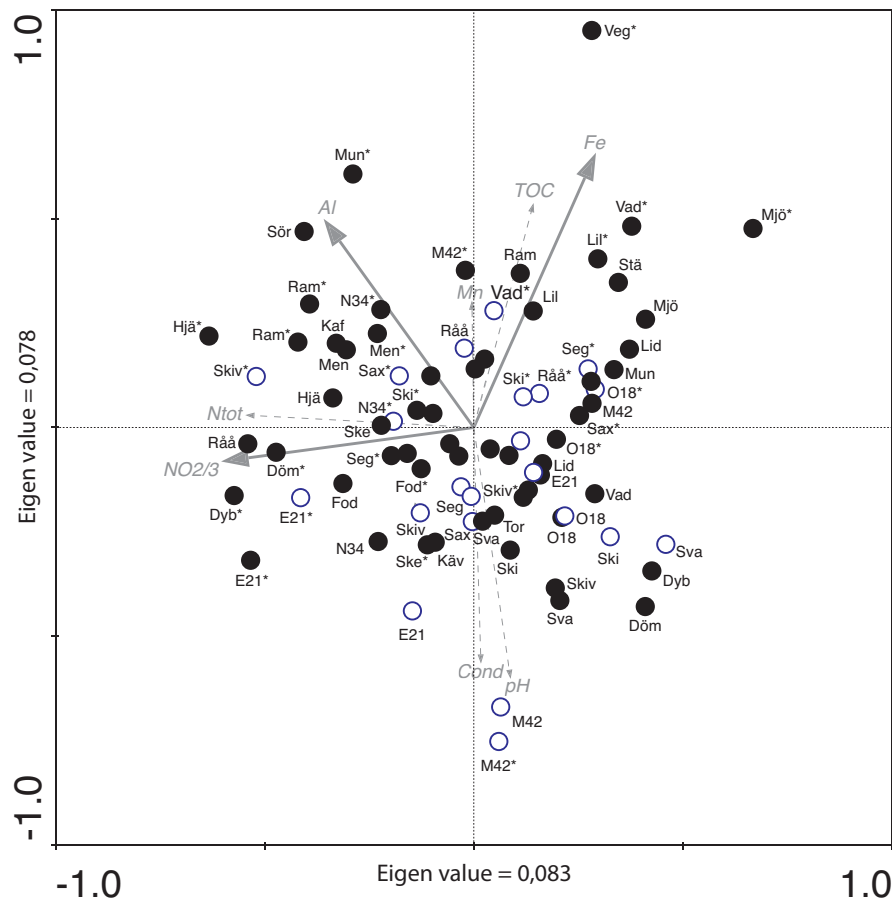


Figur 12. SPEAR_{nematode}-indexet för vattendragen provtagna 2015. Streckade linjer anger gränserna för hög (56%) och god (30%) ekologisk status enligt förslag från Höss m.fl. (2017). Vita staplar anger att färre än 10 individer per prov påträffades, vilket ger osäkra bedömningar.

Höss m.fl. (2011) konstruerade ett nematodbaserat SPEAR-index för klassificering av sedimentkvalitet i de stora floderna i Tyskland. Indexet baseras på förändringar i den artrika nematodfaunans sammansättning i sedimentet med olika föroreningsgrad (främst metaller och organiska föroreningar) och har presenterats som ett alternativ eller komplement till befintliga index för bedömning av ekologisk status som bygger på ett fåtal makroskopiska bottenfaunataxa. Här använder vi SPEAR_{nematode}-indexet på nematodfaunan i algbiofilmer på stenar. Det är befogat då samtliga arter i biofilmerna utom en (*Goffartia heteroceri*) även förekommer i sedimenten (Höss, personlig kommunikation). SPEAR_{nematode}-värden visas i figur 12. I 8 av proverna fanns för få arter av nematoder för att beräkna tillförlitliga indexvärden. Det kan bero på naturligt låga tätheten, t.ex. som följd av dålig födotillgång eller högt predationstryck, men man kan inte utesluta att även någon form av påverkan kan ha bidragit till den låga tätheten av nematoder i dessa prover. Av de övriga proverna var endast Kävlingeån, Segeå och M42 under gränsen för god status enligt Höss m.fl. (2011). Totalt åtta vattendrag hade en så pass rik nematodfauna med många föroreningskänsliga arter att SPEAR_{nematode} indikerade hög ekologisk status enligt Höss m.fl. (2011).

3.6. Analys av påverkan från omgivningsvariabler med redundansanalys

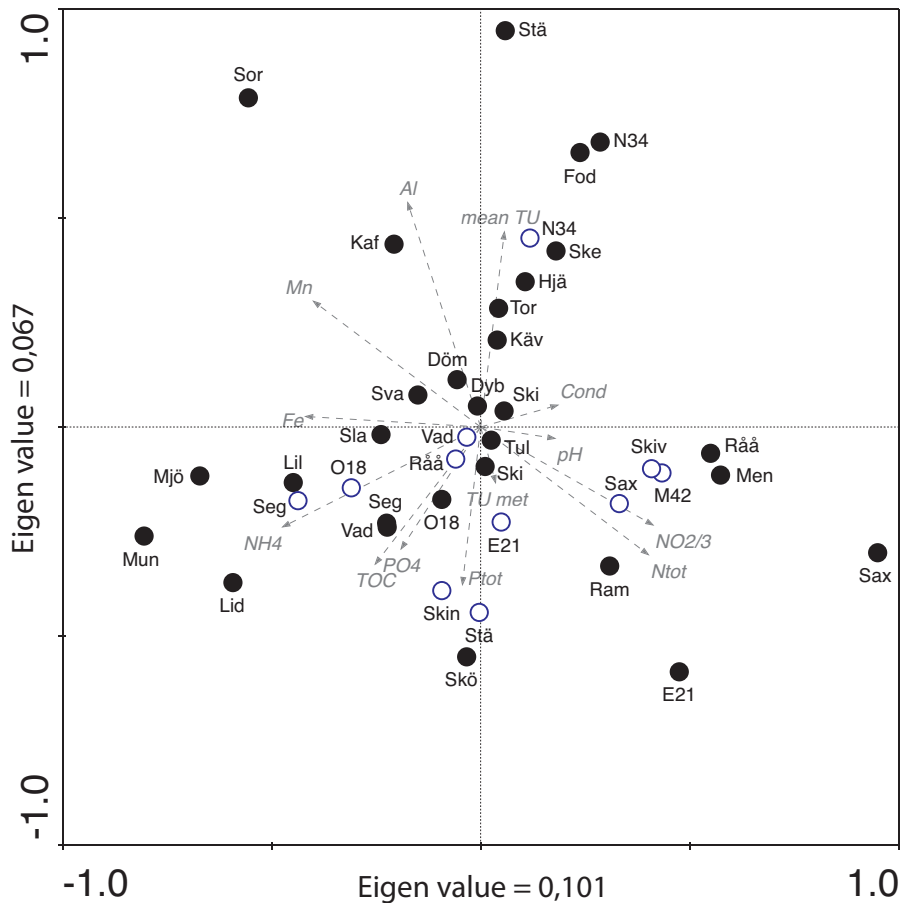
Redundansanalys (RDA) är en multivariat statistik metod som här används för att förklara variationen i artsammansättning utifrån vattenkemiska variabler. I ordinationsdiagrammet ligger vattendrag (som representeras av cirklar) med liknande artsammansättning nära varandra. Ju längre ett vattendrag ligger i en pils riktning, desto högre värden för den variabeln har uppmätts. Variabler vars pilar går i samma riktning är korrelerade och variabler med längre pilar förklarar mer variation än variabler med kortare pilar.



Figur 13. Redundansanalys (RDA) för relativa abundansdata för fastsittande kiselalger för 2015 (svarta cirklar) och 2016 (vita cirklar). * anger att provet är taget på sommaren (juli). Övriga prover är tagna på hösten (oktober). Dom = Dömostadsbäcken, Dyb = Dybäcken, Fod = Foderkullabäcken, Hjä = Hjälså, Käv = Kävlingeån, Kaf = Kafjärdsgraven, Lid = Lidån, Lil = Lillån, Men = Menlösabäcken, Mjö = Mjölån, Mun = Munkån, Råå = Råån, Ram = Ramsjökanal, Sax = Saxån, Seg = Sege å, Ske = Skenaån, Ski = Skintån, Skiv = Skivarpsån, Skö = Sköllerstabäcken, Sla = Slafsån, Sör = Sörbybäcken, Stä = Ståholmsbäcken, Sva = Svarteån, Tor = Torpabäcken, Tul = Tulltorpsån, Vad = Vadsbäcken. Notera att prover nära centrum för diagrammen inte har försetts med platsbeteckning. Egenvärden ges utmed axlarna. Grå pilar anger gradienter i vattenkemiska variabler, inklusive medel $\sum TU_{alger}$ (Mean TU). Heldragna pilar bidrar signifikant till variationen i kiselalgernas artsammansättning (Monte Carlo permutationer, $p < 0,05$).

Redundansanalys för fastsittande kiselalger visade inte på någon påverkan från $\sum TU_{alger}$ (figur 13). Däremot bidrog aluminium- och järnkonzentrationer signifikant till kiselalgernas artsammansättning. Aluminium i jonform (Al^{3+}) är ytterst toxisk, vilket kan ha bidragit till skaldeformationerna (se ovan). Även nitrit+nitratkoncentrationen (summan av båda) bidrog signifikant till variationen i kiselalgs-samhällena. Samhällena delas upp utmed den första axeln som också speglar gradienten i kväve (hög kvävehalter åt vänster i diagrammet). Kiselalgerna används för statusklassning av sjöar och vattendrag och ger en god korrelation utmed närings- och förurningsgradienter. Algsamhällena i näringsrika vatten innehåller dock även en hel del andra arter inom andra viktiga alggrupper (se figur 4 och 5). Algbiofilmerna skapar ett mikrohabitat för många organismer och utgör en födoresurs för djur på högre trofiska nivåer. De kan påverkas av herbicider som binder in i biofilmerna eller som finns i lösta i vattnet. Algerna har dock en god förmåga att återhämta sig efter en exponering, då de har korta generationstider och snabbt kan växa till sig igen när förhållandena är gynnsamma. Samma sak gäller

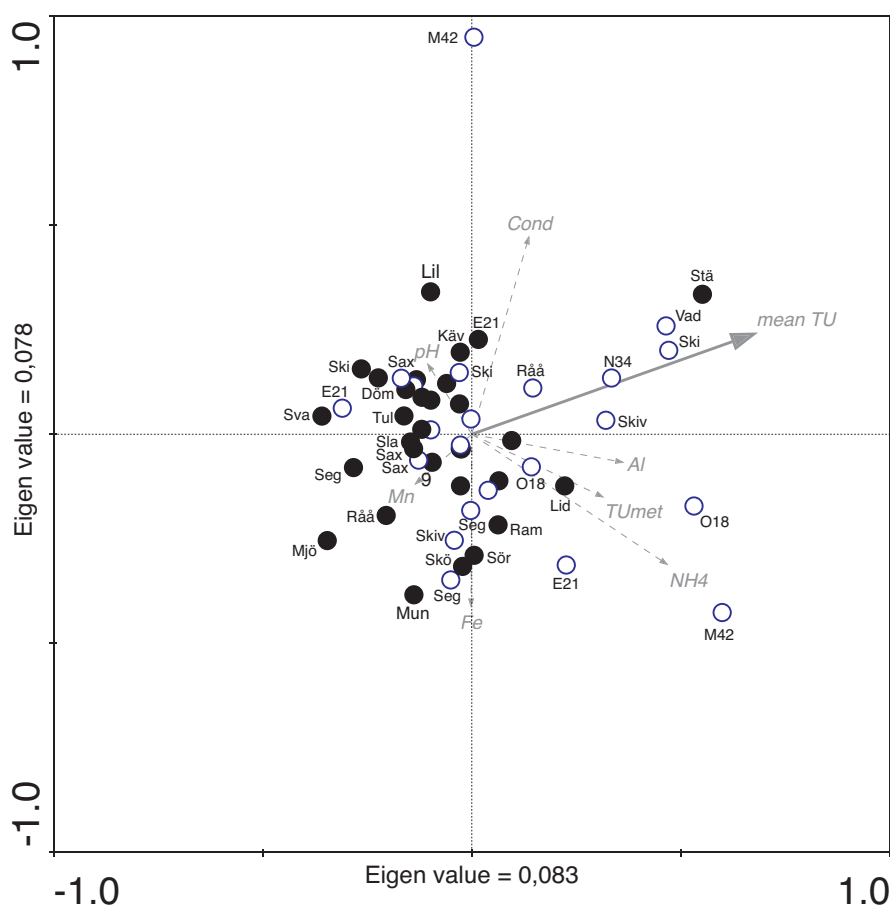
meiofauna, inklusive nematoder, som har relativt korta generationstider och därmed kan återhämta sig relativt snabbt. Effekter av bekämpningsmedel på alger och meiofauna är därför mindre långvariga än effekter på makroskopiska, bottenlevande djur som har en livscykel på ett halvt eller ett år. Egenvärdena för analysen är låga, vilket tyder på att det finns många andra variabler som påverkar kiselalgsamhällena.



Figur 14. Redundansanalys (RDA) för relativa abundansdata för bottenfauna för 2015 (svarta cirklar) och 2016 (vita cirklar). Dom = Dörestadsbäcken, Dyb = Dybäcken, Fod = Foderkullabäcken, Hjä = Hjäla, Käv = Kävlingeån, Kaf = Kafjordsgraven, Lid = Lidan, Lil = Lillån, Men = Menlösabäcken, Mjö = Mjölån, Mun = Munkån, Råå = Råån, Ram = Ramsjökanal, Sax = Saxån, Seg = Sege å, Ske = Skenaån, Ski = Skintan, Skiv = Skivarpsån, Skö = Sköllerstabäcken, Sla = Slafsån, Sör = Sörbybäcken, Stä = Ståholmsbäcken, Sva = Svarteån, Tor = Torpabäcken, Tul = Tulltorpsån, Vad = Vadsbäcken. Egenvärden ges utmed axlarna. Grå pilar anger gradienter i vattenkemiska variabler, inklusive medel $\sum TU_{Daphnia}$ (Mean TU). Heldragna pilar bidrar signifikant till variationen i bottenfaunas artsammansättning (Monte Carlo permutationer, $p < 0,05$).

Inga av omgivningsvariablerna (oorganisk vattenkemi och bekämpningsmedels $\sum TU_{Daphnia}$) bidrog signifikant till variationen bland bottenfaunasamhällena (figur 14). Det kan delvis bero på att de flesta vattendrag håller höga halter av närsalter och låga $\sum TU$. Det saknades med andra ord tydliga gradienter i datamaterialet. Vi vill också påpeka att variablerna härstammar från endast några få provtagningar av vattenkemi (i samband med biologisk provtagning), vilket bidrar till osäkerheten i analysen. Det senare gäller även redundansanalyserna för meiofauna och kiselalger. Egen-värden för

analysen är låga, vilket tyder på att det finns många andra variabler som påverkar bottenfaunsamhällena i biofilmerna.



Figur 15. Redundansanalys (RDA) för relativa abundansdata för meiofauna för 2015 (svarta cirklar) och 2016 (vita cirklar). Dom = Dörestadsbäcken, Dyb = Dybäcken, Fod = Foderkullabäcken, Hjä = Hjälså, Käv = Kävlingeån, Kaf = Kafjårdsgraven, Lid = Lidan, Lil = Lillån, Men = Menlösabäcken, Mjö = Mjölån, Mun = Munkån, Råå = Råån, Ram = Ramsjökanal, Sax = Saxån, Seg = Sege å, Ske = Skenaån, Ski = Skintan, Skiv = Skivarpsån, Skö = Sköllerstabäcken, Sla = Slafsån, Sör = Sörbybäcken, Stå = Ståholmsbäcken, Sva = Svarteån, Tor = Torpabäcken, Tul = Tulltorpsån, Vad = Vadsbäcken. Notera att prover nära centrum för diagrammen inte har försetts med platsbeteckning. Egenvärden ges utmed axlarna. Grå pilar anger gradienter i vattenkemiska variabler, inklusive medel $\sum TU_{Daphnia}$ (Mean TU). Heldragna pilar bidrar signifikant till variationen i faunans artsammansättning (Monte Carlo permutationer, $p < 0,05$).

Redundansanalys för meiofaunasamhällena i biofilmerna visade att $\sum TU_{Daphnia}$ signifikant bidrog till samhällenas sammansättning (figur 15). Särskilt samhällena i Ståholmsbäcken 2015, Vadsbäcken 2016, Skintan 2016, N34-2016 och Skivarpsån 2016 var tydligt korrelerade med medel- $\sum TU_{Daphnia}$. I dessa vattendrag hittades förhållandevis höga $\sum TU_{Daphnia}$ vid en eller flera tillfällen, vilket bidrar till att markant höja medelvärdet för $\sum TU$. Även 2016-års prover för O18 och M42 var korrelerade med första axeln och därmed med $\sum TU_{Daphnia}$. I övrigt återfanns många av proverna från 2015 nära diagrammets centrum eller i den vänstra delen, vilket tyder på att dessa meiofaunasamhällen inte påverkas av bekämpningsmedlens samlade toxicitet. Egenvärdena för analysen är låga, vilket tyder på att det finns många andra variabler som påverkar meiofaunasamhällena i biofilmerna.

3.7. Vattenkemi

Vattenkemiproverna visade generellt på högt pH (7,0–8,2) och välbuffrade (alkalinitet 0,644–5,77 mekv/l) förhållanden. Närsaltskoncentrationer varierade mellan 11,1 (Slafsan) och 782 µg tot-P/l (M42) och mellan 402 (E21) och 8500 µg tot-N/l (M42), vilket motsvarar allt från näringsfattiga till mycket näringsrika förhållanden. Att M42 visar de högsta koncentrationer beror delvis på att vattendraget är en kulvert som kommer i dagen precis innan provpunkten. De vattenkemiska analyserna visade som väntat stor variation mellan de olika provtagningarna. Samtliga vattenkemiska data finns i bilaga 3.

4. Slutsatser

Det finns idag ingen biologisk bedömningsgrund med laga kraft inom EU som är framtagen för att specifikt svara på bekämpningsmedelspåverkan. I denna studie har olika index som kan vara relevanta tillämpats. Miljöövervakningsresultat visar att uppmätta halter av vissa bekämpningsmedel överskrider sina riktvärden för ekologisk effekt och i form av toxiska enheter klassas ungefär hälften av de i studien ingående vattendragen som måttligt påverkade om man använder bedömningsgränser från Beketov m.fl., EU:s *uniform principles* överskrider dock mycket sällan. Vi kan också se att biologin i många fall är påverkad. Även för den bedömningen varierar resultaten beroende på vilka index som används och ligger främst mellan god och måttlig status. Utifrån detta underlag kan vi dock inte dra några generella slutsatser om att det är bekämpningsmedel som är orsaken till den påverkan vi ser i jordbruksvattendragen. Nedan följer mer specifika slutsatser:

- Exponering av bekämpningsmedel (mätt som toxiska enheter ΣTU för akut påverkan) var över lag låg vid jämförelse med EU:s *uniform principles*, en regulatorisk gräns där inga effekter ska förekomma om koncentration för enskilda substanser inte överskrider den. Med den gruppering som Beketov m.fl. (2009) tillämpar hamnar majoriteten av vattendrag som måttligt förorenade med avseende på påverkan på bottenfauna.
- En majoritet av kiselalgsproverna visade måttlig ekologisk status när bedömning gjordes med IPS-index som ingår i bedömningsgrunderna för statusklassificering, vilket tyder på relativt höga koncentrationer av näringsämnen, framförallt av fosfor, men möjligtvis även syretärande, organiska föroreningar. En tredjedel av proverna hade andel missbildade kiselalgsstal > 1 % vilket kan tyda på en påverkan av miljögifter så som metaller eller bekämpningsmedel.
- Artrikedomen för bottenfauna varierade mellan 16 och 51 under 2015 och mellan 11 och 49 under 2016 vilket visar på en förhållandevis hög artrikedom i många vattendrag.
- Alla vattendrag utom tre uppnådde hög eller god status när bedömningen gjordes med ASPT- och DJ-indexen, som ingår i bedömningsgrunderna för statusklassificering för bottenfauna. $SPEAR_{pesticides}$ -indexvärden var dock generellt låga och endast fyra bottenfaunaprover uppnådde det Beketov m.fl. (200) föreslår som god status. $SPEAR_{pesticides}$ -indexet visade ett mycket gott samband med ASPT, vilket tyder på att indexen kvantifierar samma ekologiska förändringar, fast klassgränserna ligger på olika nivåer.
- Indexet $SPEAR_{nematode}$ vilket använts för analys av miljögiftspåverkan på nematodsamhällen indikerar att alla utom tre vattendrag har god eller hög status.
- Redundansanalysen visar att ingen av de undersökta samhällena förutom meiofauna i biofilm hade ett signifikant samband med exponeringen av bekämpningsmedel i form av den maximalt uppmätta ΣTU under säsongen. Analysen tyder på att det finns andra påverkasfaktorer än bekämpningsmedel som är av betydelse i vattendragen.

5. Tackord

Författarna tackar Peter Carlson, Mikael Östlund, Putte Olsson, Björn Averhed och Daniel Goedkoop för assistens vid provtagningarna, samt Karl Lilja (NV), Mikaela Gönczi och Simon Hallstan (CKB) för konstruktiva kommentarer på en tidigare version av rapporten. Vi tackar även Walter Traunspurger och Sebastian Höss för analys av nematoder och annan meiofauna, samt laboratoriepersonal vid institutionen för vatten och miljö för provanalyser i ackrediterad miljö.

6. Referenser

- Armitage, PD, Moss D, Wright JF, Furse MT. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* 17: 333–347.
- Beketov MA, Foit K, Schäfer RB, Schriever CA, Sacchi A, Capri E, Biggs J, Wells C, Liess M. 2009. SPEAR indicates pesticide effects in streams – Comparative use of species- and family-level biomonitoring data. *Environ. Poll.* 157: 1841–1848.
- Boström G, Lindström B, Gönczi M, Kreuger J. 2016. Nationell screening av bekämpningsmedel i yt- och grundvatten 2015. CKB rapport 2016:1. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Bundschuh M, Goedkoop W, Kreuger J. 2014. Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept – Experiences from long-term measurements. *Science of the Total Environment* 484: 84–91.
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux, Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p. (In French).
- Claus E, von der Ohe PC, Brinke M, Güde H, Heininger P, Traunspurger W. 2011. Nematode species at risk – A metric to assess pollution in soft sediments. *Environment International* 37: 940–949.
- Council of the European Communities, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council – Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, Belgium, 23 October 2000.
- European Commission, 2011. Implementing regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council as regards the uniform principles for evaluation and authorization of plant protection products. *Off. J. Eur* 2011;L155: 127–175.
- European Commission, 2014. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off J Eur.* 2000: L327.
- European Commission, 2014. Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools. Technical Report 2014-077. European Union.
- Feckler A. 2017. Chemical stressors influence aquatic ecosystem processes – Fungicide effects on decomposer communities and primary consumers. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*, 1652–6880; 2017:89. <https://pub.epsilon.slu.se/14694/>
- Fleeger JW, Carman KR, Nisbet RM. 2003. Indirect effects of contaminants on aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 317: 207–233.
- Gardeström J, Ermold M, Goedkoop W, Mc Kie B. 2016. Disturbance history influences stressor impacts: Effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwat. Biol.* 61: 2171–2184.
- Havs- och vattenmyndighetens författningssamling – Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. 185 p.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Påväxt i sjöar och vattendrag - kiselalgsanalys. Havs- och Vattenmyndigheten. Version 3:2 (2016-01-20), 24p.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Programområde Sötvatten. Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Version 1:2 (2016-11-01), 10p.
- Höss S, Heininger P, Claus E, Möhlenkamp C, Brinke M, Traunspurger W. 2017. Validating the NemaSPEAR[%]-index for assessing sediment quality regarding chemical-induced effects on benthic communities in rivers. *Ecological Indicators* 73: 52–60.
- Kahlert M., Andrén C, Jarlman A., 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Lantbruksuniversitet.

- Kahlert M et al. 2009. Harmonization is more important than experience-results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *J. Appl. Phycol.* 21: 471–482.
- Kahlert M. 2011. Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten. Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:6.
- Kahlert M. 2012. Utveckling av en miljögiftsindikator – Kiselalger i rinnande vatten. Rapport 2012:2. Länsstyrelsen Blekinge län.
- Kattwinkel M, Kühne J-V, Foit K, Liess M. 2011. Climate change. Agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecol. Appl.* 21: 2068–2081.
- Kelly MG. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res.* 32: 236–242.
- Liess M, von der Ohe PC. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 954–965.
- Lindström B, Boström G, Gönczi M, Kreuger J. 2017. Nationell screening av bekämpningsmedel i åar i jordbruksområden 2016 - Uppföljning av 2015 års undersökning. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2017:5.
- Liess M, Schulz R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1948–1955.
- Luiker E, Culp J, Benoy G. 2007. Assessment of cumulative ecological effects of agricultural stressors on aquatic communities: An elaboration of the sediment-quality TRIAD. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 3: 564–566.
- Nanos T, Boye K, Kreuger J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2014. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2015:19.
- Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4. Utgåva 1. December 2007. 414 p.
- Peters L, Scheifhacken N, Kahlert M, Rothhaupt K-O. 2005. An efficient *in situ* method for sampling periphyton in lakes and streams. *Arch. Hydrobiol.* 163: 133–141.
- Peters K, Bundschuh M, Schäfer RB. 2013. Review on the effects of toxicants on freshwater eco- system functions. *Environ Pollut.* 180: 324–9.
- Pfannkuche O, Thiel H. 1988. Sample processing. Chapter 9 In: Introduction to the study of meiofauna (RP Higgins & H Thiel (eds). Smithsonian.
- Schäfer RB, von der Ohe PC, Rasmussen J, Kefford BJ, Beketov MA, Schulz R, et al. 2012. Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environ Sci Technol* 46: 5134–42.
- Schäfer RB, Pettigrove V, Rose G, Allinson G, Wightwick A, von der Ohe P, Shimeta J, Kühne R, Kefford BJ. *Environ. Sci. Technol.* 45: 1665–1672.
- Seinhorst JW. 1959. A rapid method for the transfer of nematodes from fixative to anhydrous glycerin. *Nematologica*, 4, 67-69.
- Shannon CE. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423 and 623–656.
- SIS. 2014a. SS-EN 13946:2014. Water quality. Guidance for the routine sampling and preparation of benthic diatoms from rivers and lakes (= Vattenundersökningar. Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger från sjöar och vattendrag).
- SIS. 2014b. SS-EN 14407:2014. Water quality. Guidance for the identification and enumeration of benthic diatom samples from rivers and lakes (= Vattenundersökningar. Vägledning för identifiering och kvantifiering av bentiska kiselalger i prover från sjöar och vattendrag).
- SS-EN 27828. 1994. Water quality - Methods for biological sampling - Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates.
- SFS 2006:1140. Svensk författningssamling. Förordning om ändring i förordningen (2001:554) om

- miljökvalitets-normer för fisk- och musselvatten. Elanders, Stockholm.
<http://www.notisum.se/rnp/sls/sfs/20061140.PDF>
- Steffens K. 2015. Modeling climate change impacts on pesticide leaching. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*, 1652–6880; 2015:35. <https://pub.epsilon.slu.se/12001/>.
- Traunspurger W. 1997. Bathymetric, seasonal and vertical distribution of feeding-types of nematodes in an oligotrophic lake. *Vie et Milieu* 47: 1–7.
- Von der Ohe, PC, Liess M. 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 150–156.
- Von der Ohe PC, Goedkoop W. 2013. Distinguishing the effects of habitat degradation and pesticide stress on benthic invertebrates using stressor-specific metrics. *Sci. Total Environ.* 444: 480–490.
- Wogram J, Liess M. 2001. Rank ordering of macroinvertebrate species sensitivity to toxic compounds by comparison with that of *Daphnia magna*. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 67: 360–367.

Bilaga 1

Stationsnamn	Provdatum	Bottenfauna				Påväxtalger - kiselalger						
		ASPT	MISA	DJ	SPEAR	IPS	TDI	%PT	ACID	Shannon	Antal taxa	% Miss-bildade skal
Dybäcksån	2015-07-27					14,1	88,4	6,7	8,3	3,8	45	0,5
Dybäcksån	2015-10-29	5,7	20,0	11,0	29,3	14,8	90,4	3,3	7,7	3,6	41	0,2
Dömestadsbäcken	2015-07-30					12,4	82,7	27,1	8,5	3,6	41	2,9
Dömestadsbäcken	2015-10-28	4,8	46,9	7,0	2,1	14,3	92,9	17,3	8,2	2,7	30	1,7
E21	2015-07-30					15,0	87,3	3,4	8,6	2,9	30	2,2
E21	2015-10-28	4,5	41,9	8,0	9,3	14,9	91,4	3,2	8,0	3,8	39	0,0
E21	2016-07-12					14,9	76,9	2,2	8,8	2,0	25	1,0
E21	2016-10-20	4,3	22,2	6,0	4,9	13,4	72,8	23,0	8,0	4,2	50	0,3
Foderkullabäcken	2015-07-30					9,5	95,1	19,6	8,2	3,0	33	0,0
Foderkullabäcken	2015-10-28	5,4	41,7	10,0	34,6	14,0	97,3	4,7	7,5	2,1	29	0,3
Hjälsta	2015-07-31					12,3	76,3	33,5	8,4	4,0	39	0,5
Hjälsta	2015-11-03	4,9	23,0	7,0	8,3	13,6	85,6	18,5	8,6	3,4	28	0,5
Höje å	2015-08-28					10,7	77,3	2,7	7,5	2,7	35	0,7
Kafjärdsgraven	2015-11-03	5,5	68,6	11,0	49,9	14,4	73,0	0,5	8,9	1,6	25	1,2
Kävlingeån	2015-08-28					14,5	93,8	9,7	8,1	3,0	36	1,1
Kävlingeån	2015-10-28	4,3	54,4	7,0	14,9	14,8	95,3	3,7	8,1	2,2	20	0,7
Lidan	2015-07-29					11,1	95,9	36,3	7,0	4,0	39	0,0
Lidan	2015-10-26	4,9	35,5	5,0	5,6	12,2	92,7	26,3	7,0	3,9	50	0,5
Lillån	2015-07-29					12,2	86,6	34,3	7,5	3,3	36	0,2
Lillån	2015-10-27	4,6	19,4	5,0	17,4	10,2	97,1	57,2	4,4	3,3	29	2,5
M42	2015-07-27					13,3	93,7	18,0	8,3	2,7	20	2,7
M42	2015-11-28					14,4	94,1	8,7	8,1	2,4	20	0,5
M42	2016-07-14					12,4	97,3	32,3	7,8	2,8	24	2,4

		Bottenfauna				Påväxtalger - kiselalger						
Stationsnamn	Provdatum	ASPT	MISA	DJ	SPEAR	IPS	TDI	%PT	ACID	Shannon	Antal taxa	% Miss- bildade skal
M42	2016-10-19	4,3	26,7	6,0	13,3	14,0	94,7	9,3	8,1	2,5	29	2,0
Menlösabäcken	2015-08-28					14,5	54,3	17,3	9,0	4,3	54	1,2
Menlösabäcken	2015-10-27	5,9	45,1	12,0	36,4	13,3	63,6	35,4	8,3	4,6	53	1,9
Mjölån	2015-07-29					13,2	83,3	20,0	7,6	4,4	49	0,5
Mjölån	2015-10-27	5,0	52,6	6,0	24,9	10,8	90,2	47,5	8,1	4,7	55	0,2
Munkån	2015-07-28					11,7	72,3	38,9	7,5	4,7	62	0,0
Munkån	2015-10-26	4,8	61,8	8,0	23,3	9,4	81,6	56,9	7,3	4,5	68	0,0
N34	2015-07-28					15,2	63,9	10,7	8,8	2,0	22	1,2
N34	2015-10-26	4,4	46,7	7,0	8,8	15,8	53,0	9,9	8,6	2,2	22	1,4
N34	2016-07-13					14,0	63,3	24,0	9,0	4,0	45	0,7
N34	2016-10-18	4,6	45,3	8,0	13,1	18,1	32,5	6,5	8,7	2,0	18	1,0
O18	2015-07-29					12,2	94,8	50,7	7,4	3,8	35	1,2
O18	2015-10-27	3,7	46,2	6,0	0,0	11,6	96,7	50,7	7,1	2,9	18	5,1
O18	2016-07-13					12,0	96,3	35,9	7,3	3,7	33	1,2
O18	2016-10-17	3,1	46,7	7,0	0,0	14,7	93,3	17,3	6,9	2,9	26	0,8
Ramsjökanal	2015-07-28					12,9	62,5	20,6	7,6	3,9	34	0,5
Ramsjökanal	2015-10-26	6,0	44,9	12,0	30,8	14,4	56,1	18,1	8,5	4,0	50	0,5
Råån	2015-08-28					14,3	91,3	20,0	8,3	3,7	50	1,2
Råån	2015-10-27	5,6	67,2	10,0	14,8	14,3	88,3	11,2	8,4	3,6	38	2,9
Råån	2016-07-13					14,4	90,5	13,4	8,2	3,9	58	0,0
Råån	2016-10-18	5,7	69,1	11,0	15,0	12,3	87,8	15,2	7,9	4,7	60	0,0
Saxån	2015-08-28					14,8	90,6	7,3	8,3	2,9	26	0,7
Saxån	2015-10-27	5,7	53,8	12,0	28,4	14,9	95,4	7,7	7,7	2,9	35	0,0
Saxån	2016-07-14					14,3	90,7	9,1	8,1	4,0	52	0,7
Saxån	2016-10-18	5,4	56,4	11,0	31,0	14,2	93,2	11,8	7,6	3,8	52	0,5

Stationsnamn	Provdatum	Bottenfauna				Påväxtalger - kiselalger						
		ASPT	MISA	DJ	SPEAR	IPS	TDI	%PT	ACID	Shannon	Antal taxa	% Miss- bildade skal
Sege å	2015-07-27					13,5	87,5	17,9	8,6	3,1	28	0,0
Sege å	2015-10-28	4,2	43,1	7,0	3,4	14,2	97,4	13,1	7,2	2,3	18	1,2
Sege å	2016-07-14					10,6	93,4	12,8	8,2	3,5	44	0,2
Sege å	2016-10-18	4,7	58,6	8,0	11,3	15,0	93,7	4,3	7,6	2,7	29	3,5
Skenaån	2015-07-30					13,0	80,7	17,3	8,6	3,6	40	0,2
Skenaån	2015-10-28	5,2	55,3	10,0	22,5	13,7	90,6	18,1	8,3	3,6	31	0,5
Skintan	2015-07-28					11,5	89,9	34,3	8,1	4,0	37	0,0
Skintan	2015-10-26	4,2	43,0	7,0	6,9	8,8	92,0	57,4	8,2	4,0	43	1,0
Skintan	2016-07-13					10,8	92,7	49,2	8,0	3,6	34	1,4
Skintan	2016-10-18	4,3	61,1	8,0	12,5	14,0	89,3	13,1	6,3	3,0	28	0,0
Skivarpån	2015-07-27					14,8	97,8	3,4	7,2	2,3	32	0,0
Skivarpån	2015-10-29	4,2	54,5	8,0	5,0	13,2	84,6	17,5	7,3	3,3	29	3,4
Skivarpån	2016-07-14					13,5	83,4	14,4	8,4	3,8	35	1,0
Skivarpån	2016-10-19	4,9	47,2	10,0	11,1	14,6	90,1	5,0	8,3	2,6	27	0,3
Sköllerstabäcken	2015-10-29	4,6	42,4	7,0	8,1	11,1	79,8	9,4	8,6	2,8	28	1,0
Slafsan	2015-07-30					15,0	77,2	3,6	8,5	3,6	54	0,0
Slafsan	2015-10-26	6,4	38,2	13,0	57,3	12,6	81,5	13,9	8,1	4,2	42	0,0
Stäholmsbäcken	2015-10-29	4,8	40,2	7,0	26,2	10,0	89,5	34,6	4,4	4,0	37	0,0
Stäholmsbäcken	2016-07-12					10,0	92,2	47,1	7,9	4,6	47	1,5
Stäholmsbäcken	2016-10-17	4,9	33,3	7,0	32,3	11,1	92,4	26,5	7,3	4,6	50	0,0
Svarteån	2015-07-27					14,5	95,8	3,9	6,7	3,3	30	0,2
Svarteån	2015-10-29	4,1	42,8	7,0	1,2	13,6	96,2	5,0	7,4	3,8	31	0,5
Sörbybäcken	2015-10-29	4,2	40,0	7,0	7,2	10,1	89,8	30,8	8,0	3,9	44	1,7
Torpabäcken	2015-07-29					13,8	78,5	10,9	6,9	1,2	24	0,0
Torpabäcken	2015-10-26	5,0	43,9	8,0	16,2	11,1	94,4	25,2	4,9	3,7	38	1,2

Stationsnamn	Provdatum	Bottenfauna				Påväxtalger - kiselalger						
		ASPT	MISA	DJ	SPEAR	IPS	TDI	%PT	ACID	Shannon	Antal taxa	% Miss- bildade skal
Tullstorpsån	2015-07-27					14,9	93,4	14,8	8,3	3,0	23	1,4
Tullstorpsån	2015-10-28	4,6	20,0	6,0	13,1	15,2	94,2	1,9	8,0	1,9	19	0,0
Vadsbäcken	2015-07-30					11,3	94,2	30,2	8,9	4,2	54	0,0
Vadsbäcken	2015-10-28	4,9	31,0	8,0	14,0	8,8	90,5	15,3	8,4	4,3	56	0,0
Vadsbäcken	2016-07-12					12,0	89,5	32,2	8,0	4,5	42	0,0
Vadsbäcken	2016-10-20	4,6	21,8	6,0	7,3	11,7	90,7	28,3	8,3	4,1	36	0,8
Vege å	2015-08-28					10,9	96,3	56,2	7,3	2,9	32	0,2
Vege å	2015-10-27					10,9	95,9	51,5	7,1	2,8	29	0,0