



CENTRUM FÖR KEMISKA  
BEKÄMPNINGSMEDEL  
I MILJÖN

Simon Hallstan, Gustaf Boström och Mikaela Gönczi

# Övervakning av biologi i vattendrag i jordbruksintensiva områden

Resultat av elva års övervakning samt utvärdering av övervakningsprogrammet



---

**CKB** rapport 2020:2

Uppsala 2020

SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB)  
Sveriges lantbruksuniversitet

SLU Centre for Pesticides in the Environment (CKB)  
Swedish University of Agricultural Sciences

---

# Övervakning av biologi i vattendrag i jordbruksintensiva områden – Resultat av elva års övervakning samt utvärdering av övervakningsprogrammet

Simon Hallstan, Gustaf Boström och Mikaela Gönczi

**Utgivare:** Sveriges lantbruksuniversitet, SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB)  
**Utgivningsår:** 2020  
**Utgivningsort:** Uppsala  
**Tryck:** Repro, SLU  
**Omslagsbild:** Provplats i en av de övervakade jordbruksbäckarna. Foto: Mikael Östlund.  
**Serietitel:** CKB rapport  
**Delnummer i serien:** 2020:2  
**ISBN:** 978-91-576-9800-1 (tryckt version)  
978-91-576-9799-8 (elektronisk version)

# Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
English summary .....	2
1. Inledning.....	3
2. Metoder .....	5
2.1 Lokalbeskrivning.....	5
2.2 Uppmätta halter av bekämpningsmedel .....	5
2.3 Provtagning .....	6
2.4 Harmonisering taxonomi.....	7
2.5 Indexberäkningar.....	7
3. Resultat.....	10
3.1 Bottenfauna .....	10
3.2 Kiselalger.....	14
3.3 Biologiska indikatorer för bekämpningsmedelspåverkan .....	16
3.4 Biologiska indikatorer för näringspåverkan .....	18
4. Diskussion .....	20
4.1 Hur ser organismsamhällena ut i jordbruksbäckarna?.....	20
4.2 Är jordbruksbäckarna påverkade av bekämpningsmedel? .....	20
4.3 Möjliga sätt att förbättra övervakningen .....	21
5. Slutsatser .....	25
6. Tackord.....	26
7. Referenser.....	27
8. Bilagor.....	30
Bilaga 1 – Harmonisering av bottenfaunataxa .....	31
Bilaga 2 – Ordinationer, påverkansindex och suspenderat material.....	32
Bilaga 3 – Indikatorvärden för SPEAR.....	43

# Sammanfattning

Bekämpningsmedel som används inom jordbruket kan genom vindavdrift, ytavrinning och läckage genom marken hamna i vattendrag i närheten av fälten som besprutas. Miljöövervakning visar att halter som överskrider de riktvärden som indikerar att skador på vattenlevande organismer skulle kunna uppkomma inte är ovanliga. SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB) övervakar därför biologiska samhällen i fyra av de vattendrag, alla omgivna av intensivt jordbruk, där också bekämpningsmedelshalter regelbundet undersöks inom den nationella miljöövervakningen.

Årlig provtagning av bottenlevande ryggradslösa djur (bottenfauna) och alger som växer på exempelvis stenar (påväxtalger) har genomförts sedan 2010. Inventeringar genomfördes även 2007 och 2008, och andra organismgrupper har provtagits i samma vattendrag.

Målet med det här arbetet har varit att utvärdera resultaten av provtagningen som utförts samt att diskutera möjliga sätt att förbättra övervakningen.

Resultaten från provtagningarna visar att relativt många olika bottenfaunaarter förekommer i vattendragen. Antalet arter av kiselalger klassades däremot i flera fall som mycket lågt, vilket skulle kunna bero på påverkan från jordbruk. Index för både påväxtalger och bottenfauna visade också att vattendragen är näringsrika. Andelen missbildade kiselalgsskal, en indikator för påverkan av bekämpningsmedel eller metaller, var i några fall över den gräns som anses vara en indikation på betydande påverkan. Bottenfaunaindexet SPEAR, som ska visa påverkan från bekämpningsmedel, indikerade större påverkan i jordbruksbäckarna än i andra vattendrag i södra Sverige. Det går dock inte att säga om bekämpningsmedel verkligen är det som påverkar andelen missbildade algskal och SPEAR-indexet.

Provtagningen av bottenfauna och kiselalger i de fyra jordbrukspåverkade vattendragen utgör en viktig källa för övervakning och utvärdering av bekämpningsmedelspåverkan tack vare den unika kombinationen av tidsserier för både biologi och bekämpningsmedelshalter. Övervakningen skulle kunna förbättras genom att kompletteras med exempelvis DNA-baserad provtagning, provtagning av andra typer av akvatiska ekosystem, eller genom att undersöka andra organismgrupper och fler biologiska parametrar (exempelvis ekosystemprocesser och molekylära markörer), vilket diskuteras i rapporten. Det är dock av stor vikt att fortsätta med nuvarande provtagning för att hålla tidsserierna intakta, vilket gör analyser av förändring över tid möjliga. Eventuella ytterligare analyser bör endast vara kompletteringar till nuvarande upplägg.

## English summary

Pesticides used in agriculture can, through wind drift, run-off and leaching through the soil, end up in streams near the fields where the pesticides are applied. Environmental monitoring shows that levels that exceed the Water Quality Objectives indicating that damage to aquatic organisms could occur is not uncommon. The SLU Centre for Pesticides in the Environment (CKB) therefore monitors biological communities in four streams, all surrounded by intensive agriculture, where pesticide levels are also regularly examined within the national environmental monitoring program.

Annual sampling of benthic invertebrates and benthic algae (diatoms) has been carried out since 2010. Sampling was also conducted in 2007 and 2008, and other organism groups have been sampled in the same streams.

The aim of this work has been to evaluate the results of the sampling carried out and to discuss possible ways to improve the monitoring.

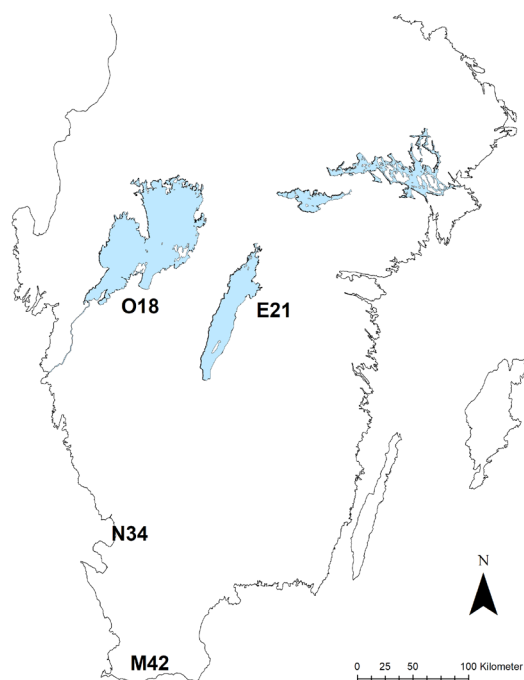
The results show that a relatively diverse community of invertebrates occur in the streams. In contrast, the number of diatom species was in many cases classified as very low, which may be an indication of anthropogenic stressors. Indices for both algae and invertebrates also showed that the streams are eutrophic. The proportion of malformed diatom valves, an indicator of pesticide or metal contamination, was in some cases above the limit considered to be an indication of significant impact. The invertebrate index SPEAR, which indicates pesticide pollution, indicated greater impact compared to other streams in southern Sweden.

Monitoring of invertebrates and diatoms in the four agricultural streams is important for evaluation of pesticide effects due to the unique combination of time series for both biology and pesticides. Monitoring could be improved by, for example, using DNA-based sampling, by sampling of other types of aquatic ecosystems, and by assessing other organism groups or more biological parameters than species composition. However, it is of great importance to continue with the current sampling program to keep the time series intact, so that analyses of change over time are possible. Any further analyses should only be supplements to the current program.

# 1. Inledning

Bekämpningsmedel används inom jordbruket för att öka skördarna genom att skydda grödor från skadegörare och för att bekämpa ogräs. Eftersom bekämpningsmedlen är designade för att döda eller hämma tillväxt av olika organismer (växter, insekter, svampar, med mera), kan de också påverka djur, växter och svampar i omgivande ekosystem. Vattenlevande organismer är särskilt utsatta, eftersom bekämpningsmedel kan transporteras med regnvatten till sjöar, dammar, diken och vattendrag. Att bekämpningsmedel har negativ påverkan på vattenlevande djur och växter har visats genom experiment och genom fältprovtagning. Exempelvis har effekter på tillväxt, beteende och överlevnad (Finotello m.fl., 2017), biologisk mångfald (Beketov m.fl., 2013) och ekosystemprocesser (Rasmussen, 2012) påvisats.

I Sverige övervakas halterna av bekämpningsmedel i grund- och ytvatten, sediment, nederbörd och luft genom det nationella miljöövervakningsprogrammet, samt på regional och lokal nivå. Den nationella övervakningen utförs av SLU på uppdrag av Naturvårdsverket. Övervakningen av ytvatten omfattar fyra små vattendrag (Figur 1) som representerar fyra stora jordbruksregioner (Västergötland, Östergötland, Halland och Skåne), samt två något större skånska vattendrag. De fyra mindre vattendragen har tillrinningsområden som består av omkring 90 procent åkermark, och ligger i så kallade typområden. Typområdena är också en del av övervakningsprogrammet *Typområden på jordbruksmark* som undersöker växtnäringsförluster från jordbruksmark. Av integritetsskäl benämns typområdena/vattendragen med beteckningarna O18, E21, N34 och M42 och deras exakta geografiska placering anges inte. I den här rapporten kommer de fyra vattendragen i typområdena här efter refereras till som ”jordbruksbäckarna”.



Figur 1. Ungefärliga positioner för jordbruksbäckarna där bottenfauna och kiselalger övervakas. Typområde O18 ligger i Västergötland, E21 i Östergötland, N34 i Halland och M42 i Skåne.

För att undersöka effekten av bekämpningsmedel på akvatiska ekosystem provtas sedan 2010 årligen även bottenfauna och kiselalger i jordbruksbäckarna av SLU Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB). De första biologiska undersökningarna av jordbruksbäckarna genomfördes 2007, då SLU på uppdrag av Naturvårdsverket provtog och analyserade bottenfauna, kiselalger och fisk (Goedkoop och Kahlert, 2009). Förutom de fyra jordbruksbäckarna där halter av bekämpningsmedel analyseras, provtogs även fyra andra vattendrag som också ingår i övervakningsprogrammet *Typområden på jordbruksmark*. År 2008 provtogs bottenfauna och kiselalger i de fyra jordbruksbäckarna inom ett forskningsprojekt (Rydh Stenström, 2013). Sedan 2010 finansieras den årliga provtagningen av CKB. En översikt över provtagningen finns i Tabell 1.

Målet med det här arbetet har varit att (a) utvärdera resultaten av provtagningen som utförts och (b) diskutera möjliga sätt att förbättra övervakningen.

Tabell 1. Översikt av biologisk provtagning i de fyra jordbruksbäckarna i typområden med övervakning av bekämpningsmedel (O18, E21, N34 och M42). Bottenfauna provtas normalt med sparkmetoden och kiselalger genom att skrapa av algerna med tandborste från substratet. Provtagning görs normalt 1 gång per år, på hösten

	Bottenfauna	Kiselalger	Fisk	kommentar
2007	x	x	x	Även 4 typområden utan bekämpningsmedelsövervakning.
2008	x	x		5–6 prover per vattendrag, under vår-höst. Inga kiselalgsprover från N34. Bottenfauna provtaget med Surberhämtare.
2009				Ingen provtagning.
2010	x	x		
2011	x	x		
2012	x	x		
2013	x	x		
2014	x	x		
2015	x	x		Kiselalger även provtagna på sommaren i Screeningprojektet (Goedkoop & Kahlert 2018). Inget bottenfaunaprov från M42 på hösten, p.g.a. lågt vatten.
2016	x	x		
2017	x	x		
2018	x	x		
2019	x	x		Proverna ej analyserade än och inte inkluderade i rapporten
2020	x	x		Proverna ej analyserade än och inte inkluderade i rapporten

## 2. Metoder

### 2.1 Lokalbeskrivning

De fyra jordbruksbäckarna är belägna i södra Sverige, på låg höjd, och har avrinningsområden som domineras av jordbruk (Tabell 2). Alla har höga pH-värden och alla är näringsrika, speciellt M42 och O18.

Bottensubstrat och strandzon skiljer sig mellan vattendragen. M42:s bottensubstrat består av sand, grus och sten, och provtagningssträckans strandskog av lövskog. I N34:s strandzon växer främst al, och vattendragets botten består av finsediment, sand och grus. O18 är djupare och bottarna domineras av lera och finsediment. Strandvegetationen består av gran och större örter. E21 har lerrik botten och få träd i strandzonen. För mer detaljer, se Goedkoop och Kahlert (2009).

Tabell 2. Information om jordbruksbäckarna som övervakas. Uppgifter om höjd över havet från Goedkoop och Kahlert (2009) och andel åkermark och avrinningsområdets storlek från Lindström m.fl. (2015)

Lokalbeteckning (typområden)	Landskap	H ö h	Avrinningsområde storlek (km <sup>2</sup> )	Andel åkermark	pH*	Totalfosfor (µg/l)*
O18	Västergötland	67	7,7	92 %	8,1	227
E21	Östergötland	103	16,3	89 %	8,2	163
N34	Halland	6	13,9	85 %	7,5	69
M42	Skåne	23	8,2	92 %	8,0	512

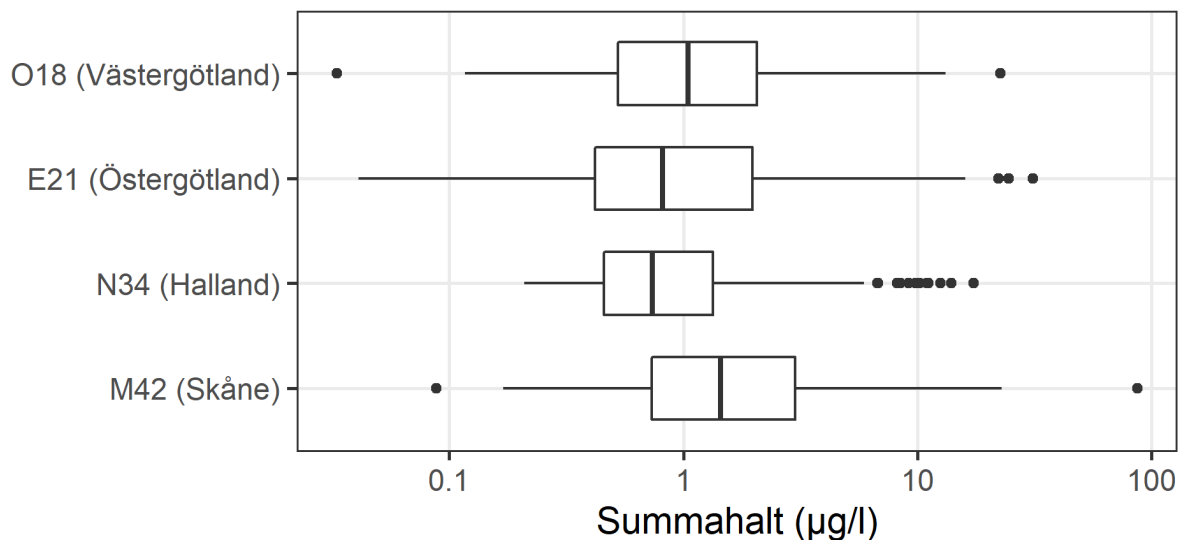
\*medelvärde 2010–2014, N=97–133 per vattendrag.

### 2.2 Uppmätta halter av bekämpningsmedel

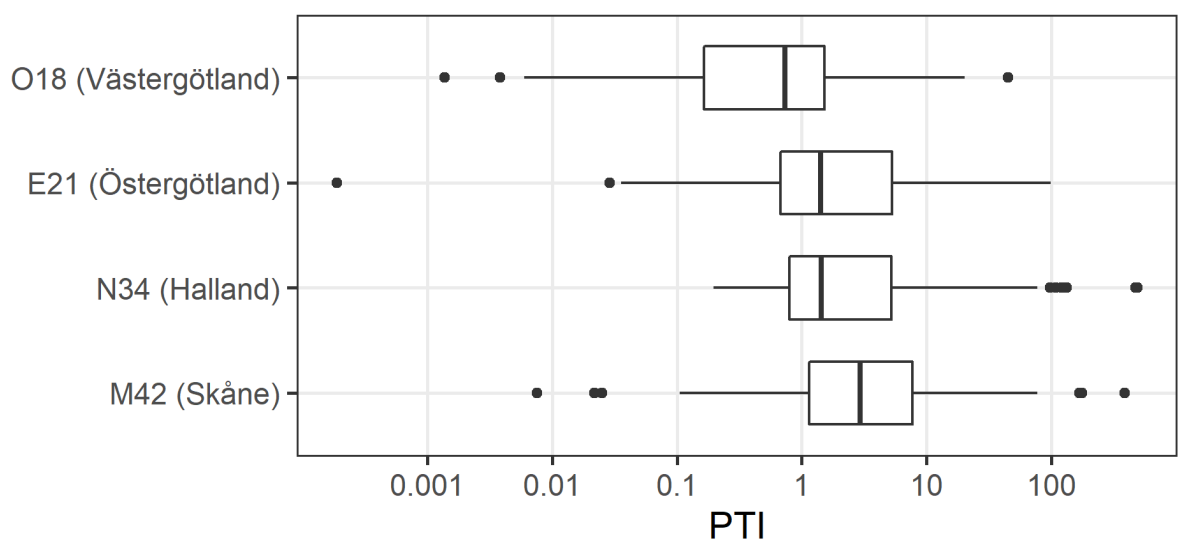
Halter av bekämpningsmedel och nedbrytningsprodukter i jordbruksbäckarna mäts regelbundet. I en utvärdering av övervakningen i typområdena 2002–2012 (Lindström m.fl., 2015; se även Nanos och Kreuger, 2019) konstaterades att den totala halten bekämpningsmedel varken ökade eller minskade under perioden. Variationen i summahalt, antal detekterade substanser per prov och halter för specifika substanser var stor, både mellan år och mellan prover. Generellt sett påträffas högre summahalter i M42 och O18 (Figur 2). Enligt toxicitetsindexet PTI<sup>1</sup> uppvisar M42 även den högsta toxiciteten, däremot är toxiciteten lägst i O18 (Figur 3) trots de höga summahalterna.

<sup>1</sup> Indexvärdet anger en uppskattad relativ toxicitet orsakad av bekämpningsmedel och beräknas som summan av, för varje påträffad substans, kvoten mellan uppmätt halt och riktvärdet för substansen. En hög kvot anger en hög toxicitet. För mer information, se Asp och Kreuger, 2005.





Figur 2. Summahalter för bekämpningsmedel i de fyra jordbruksbäckarna. Proverna tagna 2007–2017. Data från Datavärdskap Jordbruksmark 2019. Observera att x-axeln är 10-logaritmisk.



Figur 3. PTI för bekämpningsmedel i de fyra jordbruksbäckarna. Per prov för prover tagna 2007–2016. Data från Datavärdskap Jordbruksmark 2019. Observera att x-axeln är 10-logaritmisk.

## 2.3 Provtagning

Bottenfauna, det vill säga bottenlevande ryggradslösa djur, har provtagits med den så kallade sparkmetoden. Metoden innebär att en håv (maskstorlek 0,5 mm) sätts mot vattendragets botten och provtagaren virvlar upp bottensubstratet med ena foten framför nätet så att substrat och bottenlevande djur hamnar i nätet. Under en minut fortsätter sparkandet uppströms. Provet sällas sedan och lagras i etanol. Normalt tas fem sådana prov per provtagningstillfälle. Metoden är den som används inom den nationella miljöövervakningen och finns beskriven i *Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier* (HaV, 2016a).

Provtagningen 2008 genomfördes som del av ett forskningsprojekt (Rydh Stenström, 2013), och en annan metod, den så kallade Surbermetoden (se exempelvis Lingdell och Engblom (2009) för en beskrivning), användes. Skillnaden är att en annan håv används, som har en ram framför, för att botten djuren ska fångas från en känd yta. Dessutom tas 10 delprov istället för 5.

Kiselalger är encelliga organismer, men kan bilda kolonier eller kedjor. Kiselalger är den dominerande gruppen av så kallade påväxtalger, det vill säga alger som växer på stenar och andra substrat i vattnet. Namnet kommer från det karakteristiska skal av kiseldioxid som omger cellen. Algerna provtas genom att provtagaren med en tandborste skrapar av alger från ett substrat, vanligen knytnävsstora stenar, till en flaska där de konserveras med etanol, för att senare analyseras på laboratorium. Metoden finns beskriven i *Undersökningstyp - Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgalanalys* (HaV, 2016b).

Både bottenfauna och kiselalger har provtagits på hösten. De flesta år har endast höstprov tagits, men 2008 togs prov även under vår och sommar för båda organismgrupperna, och 2015 och 2016 togs kiselalgsprover även på sommaren.

## 2.4 Harmonisering taxonomi

Taxonomin harmoniserades för att minska skillnader mellan år, som uppkommit exempelvis på grund av att artbestämning genomförts av olika taxonomer, eller för att synonymer eller inaktuella taxonamn använts.

För bottenfauna fanns 33 observationer inom släktet *Glossiphonia*, 18 på släktesnivå och 15 på artnivå, varav 14 som *G. complanata* och 1 som *G. concolor*. I och med harmoniseringen ändrades alla till släktet. Alla chironomider (259 observationer totalt) ändrades till *Chironomidae*. Eftersom *Gammarus pulex* var den enda arten av *Gammarus*, antogs en observation på släktnivå också vara *G. pulex*. Två taxa (*Collembola* och *Pisces*) togs bort från datasetet eftersom de inte anses vara bottenfauna (utan zooplankton respektive fisk). Efter harmoniseringen återstod 127 taxa. För detaljer, se tabell 1 i bilaga 1.

För kiselalger har taxonomin harmoniserats med hjälp av taxalistan *Kiselalger i svenska sötvatten v3.0 (2018-09-06)*<sup>2</sup>.

## 2.5 Indexberäkningar

### 2.5.1 Shannons diversitetsindex

Shannons diversitetsindex (Shannon, 1948) användes för att beskriva taxonomisk mångfald. Indexet tar inte bara hänsyn till antalet taxa, utan inkluderar också den relativa förekomsten av varje taxa. Om en eller ett fåtal arter dominerar blir indexvärdet lägre. Shannons diversitetsindex beräknades med R-tillägget vegan version 2.5-3 (Oksanen m.fl., 2018). Indexet beräknas vanligen med formeln:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i$$

---

<sup>2</sup><https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/biologiska-laboratoriet/pavaxtalger-som-miljoindikator>

där pi är proportionen individer av taxa i och s antalet taxa. I tidigare rapporter med kiselalger har log<sub>2</sub> använts istället för den naturliga logaritmen. För att kunna jämföra värden med tidigare publikationer och gränsvärden för hög och låg diversitet (Kahlert, 2011) har log<sub>2</sub> använts för kiselalger även i denna rapport. Shannons diversitetsindex har alltså beräknats med olika formler för kiselalger och bottenfauna.

## 2.5.2 SPEAR

SPEAR, *Species At Risk*, är ett bottenfaunaindex som beskriver påverkan från bekämpningsmedel. Indexet utvecklades i Tyskland av Liess & von der Ohe (2005), och har också använts i bland annat Frankrike, Finland (Schäfer m.fl., 2007) och Sverige (Goedkoop och Kahlert, 2009, 2015 & 2018).

SPEAR-indexet bygger på att olika taxa klassas som antingen känsliga för eller toleranta mot bekämpningsmedel. Klassningen bygger på att olika taxa har olika egenskaper (eng. *traits*) och därför reagerar olika, och förutsägbart, på bekämpningsmedelsexponering. SPEAR bygger på fyra olika egenskaper: känslighet mot organiska föroreningar, generationstid, återkoloniseringsförmåga och möjlighet för exponering under våren.

- Känslighet för organiska föroreningar har klassats av von der Ohe och Liess (2004).
- Taxa med långa generationstider anses känsliga eftersom populationerna då behöver mer tid att återhämta sig.
- Taxa som kan återkolonisera exponerade vattendragssträckor från uppströmsområden utan bekämpningsmedelsexponering anses inte vara känsliga.
- Taxa som inte är i akvatisk fas under våren, när exponeringen är som högst, anses inte vara känsliga.

För detaljer, se exempelvis Liess och von der Ohe (2005) och Knillman m.fl. (2018).

Indexet beskriver hur stor del av ett bottenfaunasamhälle som är känsligt för bekämpningsmedelpåverkan. Om de flesta arter i ett vattendrag är toleranta, är en trolig förklaring att vattendraget är påverkat av bekämpningsmedel och att de känsliga arterna därför inte finns kvar.

Indikatorvärden för alla arter på den så kallade standardlistan (HaV 2019) har hämtats från *Indicate* (Indicate 2018), som är ett program som kan användas för att beräkna SPEAR. Taxonomiska namn enligt AQEM<sup>3</sup> användes för att matcha taxa till *Indicates* databas. Eftersom alla taxa på den svenska standardlistan inte finns med i *Indicates* databas, har en del anpassningar behövt göras. Exempelvis finns inte artkomplexet *Baetis macani/bundyae* med i databasen, men eftersom de båda ingående arterna, samt släktet, klassas som känsliga har även komplexet klassats som känsligt. För sex taxa som inte fanns med kunde lämpliga ersättare inte hittas på listan. Dessa taxa exkluderades därför från beräkningarna. Ytterligare 28 taxa, som finns med i *Indicates* databas, men utan indikatorvärde, exkluderades från beräkningarna. Indikatorvärden redovisas i bilaga 3.

Totalt klassas 195 av 540 taxa som känsliga och 311 som toleranta (Tabell 2). 34 saknade klassning. Alla känsliga taxa återfinns i någon av de sex insektsgrupperna vattennätvingar (*Megaloptera*; 5 av 5 taxa känsliga), bäcksländor (*Plecoptera*; 30 av 42 taxa känsliga), dagsländor (*Ephemeroptera*; 44 av 62 taxa känsliga) nattsländor (*Trichoptera* 99 av 150 taxa känsliga), trollsländor (*Odonata*; 12 av 38 taxa känsliga) och tvåvingar (*Diptera*; 5 av 25 taxa känsliga).

---

<sup>3</sup> [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)

Taxa som saknar indikatorvärden inkluderas inte i beräkningarna (varken i täljaren eller nämnaren i formeln nedan).

För att minska inflytandet från massförekomster ska abundansen transformeras. I tidigare studier har flera olika transformeringar använts. Här används precis som i Indicate 10-logaritmen av 1+ abundansen multiplicerad med 4.

SPEAR-indexet beräknas med formeln:

$$SPEAR = \frac{\sum_{i=1}^n \log_{10}(4x_i+1)^y}{\sum_{i=1}^n \log_{10}(4x_i+1)} * 100$$

Där n är antalet taxa, x är abundansen av taxa i, och y är 1 för känsliga arter och 0 för toleranta. Med andra ord är SPEAR den relativa logtransformerade abundansen av känsliga arter, och SPEAR kan ha värden mellan 0 och 100.

### 2.5.3 ASPT och DJ

Två olika bottenfaunaindex används för ekologisk statusklassning av vattendrag (HaV, 2019). ASPT, *Average Score Per Taxon*, visar allmän ekologisk kvalitet, medan DJ-indexet visar näringspåverkan. ASPT och DJ beräknades med hjälp av programmet Asterics (Asterics, 2013), efter att artlistan standardiserats enligt tabell 4.6 i HaV (2019).

### 2.5.4 Andel missbildningar

När kiselalger räknas och artbestäms noteras också om och hur mycket skalens form avviker från vad som anses normalt. Andelen missbildade kiselalgsskal indikerar påverkan från miljögifter som metaller och bekämpningsmedel (Kahlert, 2012).

### 2.5.5 IPS, TDI och %PT

I svensk vattenförvaltning används tre olika kiselalgsindex, IPS, TDI och %PT, för att påvisa näringspåverkan (HaV, 2018 och HaV, 2019). IPS, *Indice de Polluo-sensibilité Spécifique*, visar påverkan av näringsämnen och lättnedbrytbar organisk förorening. TDI, *Trophic Diatom Index*, baseras på en klassificering av kiselalger utifrån deras tolerans mot förhöjda halter av näringsämnen, och %PT, *Pollution tolerant valves*, är summan av den relativa abundansen av alla kiselalgsarter som klassas som toleranta mot organiska föroreningar. IPS används för statusklassning, medan TDI och %PT är så kallade stödparametrar som används när klassningen är osäker eller för att identifiera typ av påverkan. IPS, TDI och %PT beräknades enligt vägledningen (HaV, 2018). Tre taxa fanns ej med på listan Kiselalger i svenska sötvatten v3.0, och för dessa fanns inte indikatorvärden tillgängliga och de uteslöts därför från beräkningarna.

### 2.5.6 Ordinationsanalys

Enkelt uttryckt är den grundläggande delen av en ordinationsanalys att sammanfatta variationen i ett dataset med flera variabler (ex. arter) i två eller tre dimensioner, för att kunna visualisera skillnader och likheter mellan exempelvis olika vattendrag. Här användes metoden CA (*Correspondence analysis*), som utfördes med R-tillägget *Vegan* (Oksanen m.fl., 2018) i R version 3.5.1 (R Core Team, 2018).

## 3. Resultat

### 3.1 Bottenfauna

Bottenfauna har provtagits 61 gånger i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Totalt påträffades 127 olika taxa (harmoniserad nivå). De taxa som påträffades oftast var fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermyggor (*Chironomidae*), båda grupperna observerades i 60 av 61 prover. Andra vanliga taxa var sötvattensgråsuggan *Asellus aquaticus*, hundigel (*Erpobdella octoculata*), husmasknattsländor (*Limnephilidae*), svidknott (*Ceratopogonidae*), knott (*Simuliidae*) och vattenkvalster (*Hydrachnidae*), som alla hittats i över 80 % av proverna

Om man istället fokuserar på relativ abundans skiljer sig mönstret något. Märkräftan *Gammarus pulex* är det taxa som har högst medelabundans, 38 %. Även fjädermyggor (*Chironomidae*), knott (*Simuliidae*), och fåbortsmaskar (*Oligochaeta*) var talrika. Tillsammans utgör de nästan 80 % av alla räknade djur.

För de flesta artgrupper är antalet taxa och relativ abundans liknande för de fyra jordbruksbäckarna, men noterbart är bland annat att hela 12 taxa snäckor påträffats i M42, jämfört med 5 för E12 och O18 och 1 för N34. Tvåvingar (*Diptera*) uppvisar högre relativ abundans i N34 och O18, medan dagsländor är vanligare i M42 än övriga jordbruksbäckar (Tabell 3).

I hela datasetet visar tvåvingar störst rikedom med 26 olika taxa, efterföljt av nattsländor (*Trichoptera*) med 25 taxa, skalbaggar (*Coleoptera*) med 18, snäckor (*Gastropoda*) med 13 och dagsländor (*Ephemeroptera*) med 11.

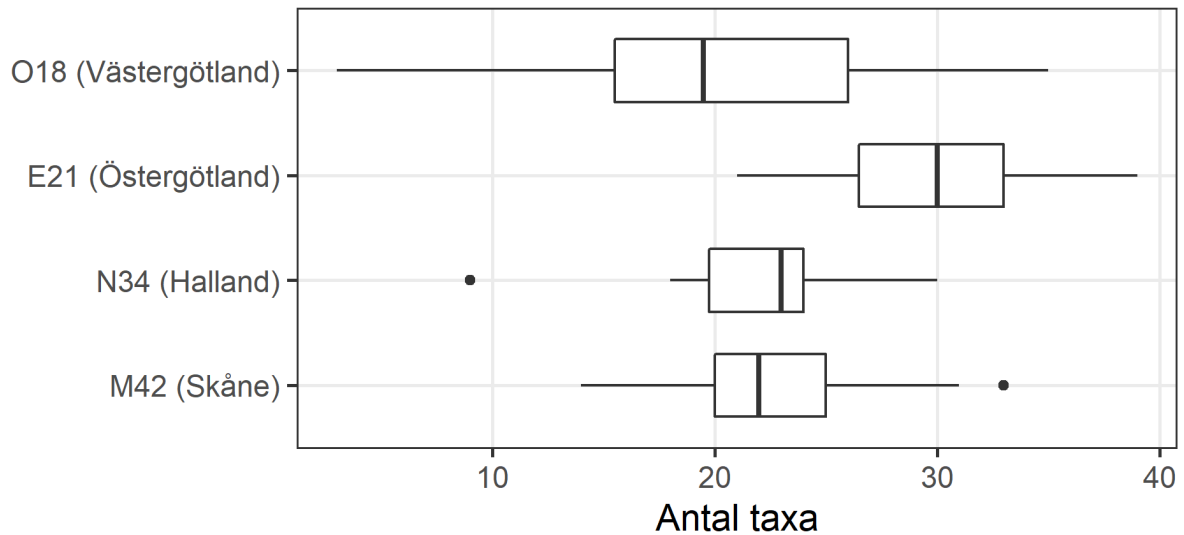
Tabell 3. Antal observerade taxa och medelvärde för relativ abundans, för olika artgrupper bottenfauna från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Insekter är indelade i flera grupper, som är markerade med fetstil

Artgrupp vetenskapligt	Artgrupp svenska	Antal taxa				Relativ abundans (% medel)			
		O18	E21	N34	M42	O18	E21	N34	M42
Araneae	spindlar	1	1	1	1	0,05	0,07	0,07	0,05
Bivalvia	musslor	2	1	1	2	2,56	1,04	1,83	1,79
<b>Coleoptera</b>	<b>skalbaggar</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>0,33</b>	<b>5,38</b>	<b>0,23</b>	<b>0,17</b>
<b>Diptera</b>	<b>tvåvingar</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>11,09</b>	<b>2,51</b>	<b>9,17</b>	<b>4,82</b>
<b>Ephemeroptera</b>	<b>dagsländor</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>1,39</b>	<b>2,39</b>	<b>2,42</b>	<b>7,95</b>
Gastropoda	snäckor	5	5	1	12	0,98	0,32	0,75	0,06
<b>Hemiptera</b>	<b>halvvingar</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,16</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>	<b>0,11</b>
Hirudinida	iglar	6	8	6	6	0,96	1,43	0,34	0,32
Hydrachnidae	vattenkvalster	1	1	1	1	4,62	1,41	5,51	0,47
<b>Lepidoptera</b>	<b>fjärilar</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	-	-	<b>0,06</b>	<b>0,05</b>
Malacostraca	storkräftor	3	2	1	2	7,52	15,18	1,04	25,60
<b>Megaloptera</b>	<b>vattennätvingar</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,60</b>	-	-	-
Nematoda	rundmaskar	0	0	0	1	-	-	-	0,35
<b>Odonata</b>	<b>trollsländor</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	-	-	<b>0,10</b>	-
Oligochaeta	fåborstmaskar	1	1	1	1	16,62	10,17	9,66	8,31
Platyhelminthes	plattmaskar	0	1	0	1	-	0,04	-	0,38
<b>Plecoptera</b>	<b>bäcksländor</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0,79</b>	<b>0,61</b>	<b>0,06</b>	-
<b>Trichoptera</b>	<b>nattsländor</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>1,14</b>	<b>1,69</b>	<b>0,98</b>	<b>0,26</b>
Turbellaria	virvelmaskar	2	3	1	3	0,15	0,20	0,09	0,77

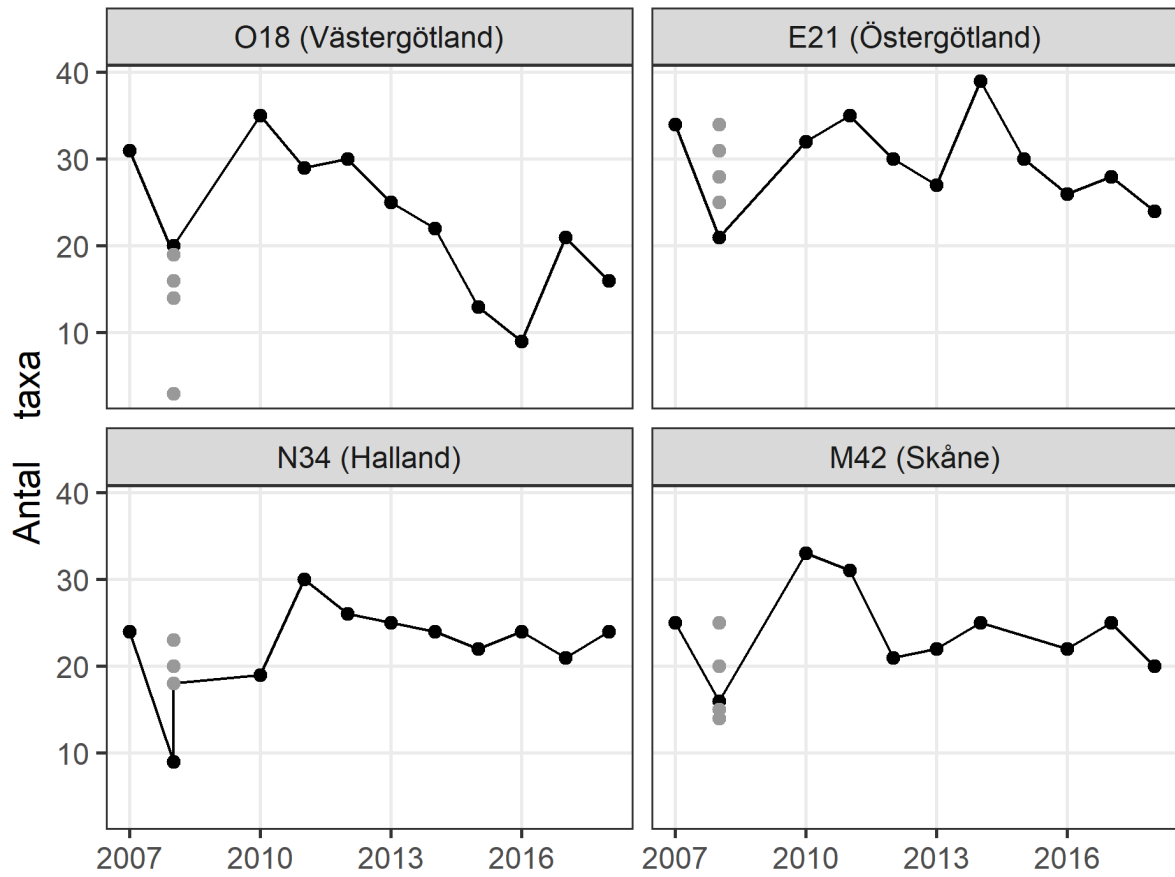
För enskilda prover varierar artrikedomen mellan 9 (O18 2016) och 39 (E21 2014). I O18 hittades i medel 20 taxa, i N34 och M42 22, medan E21 var artrikast med 29 taxa (Figur 4).

För alla fyra jordbruksbäckar uppvisar proverna tagna under flera säsonger 2008 en relativt stor inomårsvariation (Figur 5). Mönstret över hela provtagningsperioden skiljer sig mellan de olika bäckarna. O18 visar en nedgång i antalet taxa nästan varje år mellan 2010 och 2016, för att sedan gå upp något. För E21 går artrikedomen upp och ned, medan N34 uppvisar mer variation de första tre åren för att sen vara relativt konstant. Antalet arter i M42 är ungefär lika under hela perioden, med undantag för 2010 och 2011 då artantalet är något högre än övriga år.

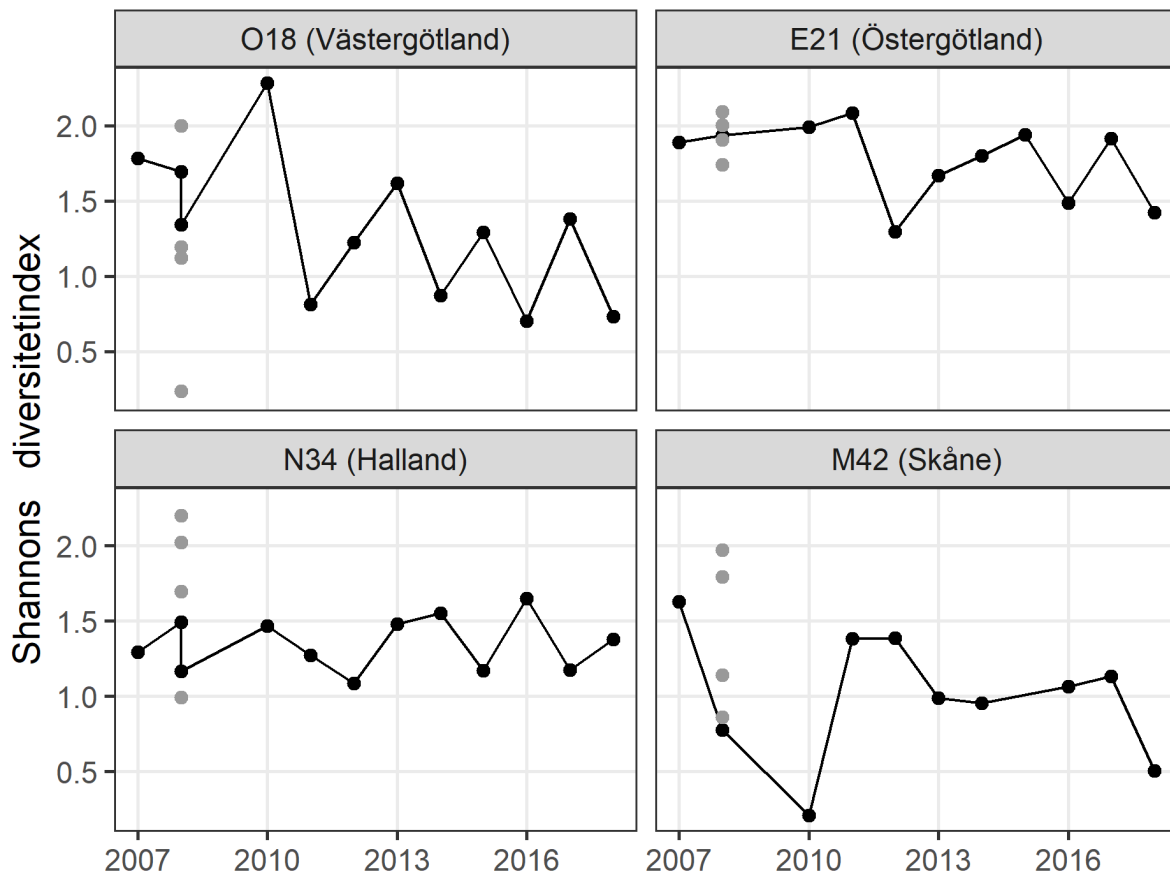
Shannons diversitetsindex är ett index som beskriver biologisk mångfald (både artantalet och jämnheten i arternas mängd vägs samman). För bottenfauna varierade diversitetsindex mellan 0,21 för M42 2010 och 2,28 för O18 2010 (Figur 6). E21 uppvisade högst diversitet (medel=1,75), följt av N34 (1,35), O18 (1,27) och M42 (1,03). Diversitetsindex förändrades inte lika tydligt över tid på samma sätt som artantalet för O18. För M42 uppvisades högst antal taxa år 2010, men diversitetsindexet var samma år lägst i hela tidsserien, vilket kan förklaras av en massförekomst av *Gammarus pulex*. Hela 97 % av räknade individer identifierades som *G. pulex*.



Figur 4. Antal bottenfaunataxa påträffade i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018.



Figur 5. Antal bottenfaunataxa i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.



Figur 6. Bottenfaunadiversitet (Shannons diversitetsindex, beräknat med den naturliga logaritmen, se Metoder) för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.

För att undersöka förändring över tid i hela artsamhället genomfördes en ordinationsanalys. Ordinationsanalysen visar likheter och olikheter mellan prover baserat på sammansättningen (mängd och förekomst) av olika taxa. Ordinationsanalyser brukar visualiseras genom att arter och lokaler/provplatser plottas utefter två axlar. Två prover med liknande artsammansättning hamnar nära varandra i ett sådant diagram (se Figur 1 och 2 i Bilaga 2). Provernas position längs axlarna kan också plottas mot år, för att visa förändringar i artsammansättning över tid. I Figur 3 (Bilaga 2) visas varje provs position på de två första axlarna (kallade CA1 och CA2) för bottenfauna varje år. Variationen i provernas placering längs CA2 visar att artsammansättningen i O18 var annorlunda 2011, 2012 och 2014 jämfört med övriga år. E21:s artsammansättning förändrades mellan åren, men ingen större förändring eller trend över hela tidsperioden kan utläsas ur grafen. Ordinationsanalysen för N34 visar ett intressant mönster. Efter en stor förändring mellan provtagningarna 2007 och 2008, och sen en snabb återgång mellan 2010 och 2011 till en artsammansättning lik den som observerades 2007, verkar artsammansättningen långsamt återgå mot en sammansättning som liknar den 2008 och 2010. M42:s artsammansättning är relativt stabil de senare sju åren i tidsserien.



## 3.2 Kiselalger

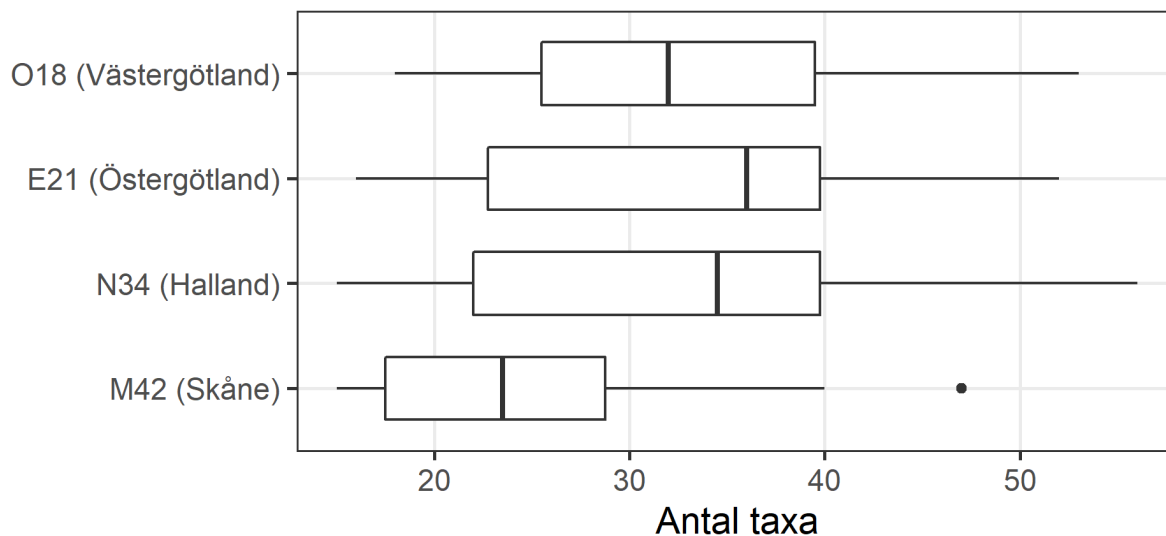
Kiselalger har provtagits 66 gånger i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Totalt har 271 olika taxa påträffats under provtagningarna. De taxa som påträffades oftast var *Planothidium frequentissimum* (97 % av alla prover), *Achnanthydium minutissimum group III* (mean width >2,8µm) (91 %), *Eolimna minima* (89 %), *Amphora pediculus s.lat.* (85 %) och *Navicula gregaria* (83 %). 13 av totalt 271 påträffade taxa observerades i mer än hälften av proverna, medan hela 104 taxa inte påträffades i fler än ett prov. Fem taxa var dominerande när det gäller abundans: *Amphora pediculus s.lat.*, (medelabundans=25,6 %), *Platessa oblongella* (25,3 %), *Achnanthydium minutissimum group II* (mean width 2,2-2,8µm) (23,7 %) och *Achnanthydium minutissimum group III* (mean width >2,8µm) (19,1 %). Den högsta abundansen i enskilda prov stod ofta *Achnanthydium minutissimum group III* (mean width >2,8µm) och *Amphora pediculus s.lat.* för; de utgjorde i flera fall över 60 % av alla räknade skal.

Dominerande arter skiljer sig i en del fall mellan jordbruksbäckarna (Tabell 4). Exempelvis var *Encyonema reichardtii* och *Nitzschia inconspicua s.lat.* vanliga i O18, men påträffades sällan i de andra jordbruksbäckarna. *Platessa oblongella* observerades endast i N34. Andra taxa förekom i alla fyra jordbruksbäckar relativt frekvent, men var betydligt mer talrika i vissa. Exempelvis var medelabundansen för *Rhoicosphenia abbreviata* 8 % och 10,8 % i M42 respektive O18, och under 1 % i de två övriga jordbruksbäckarna.

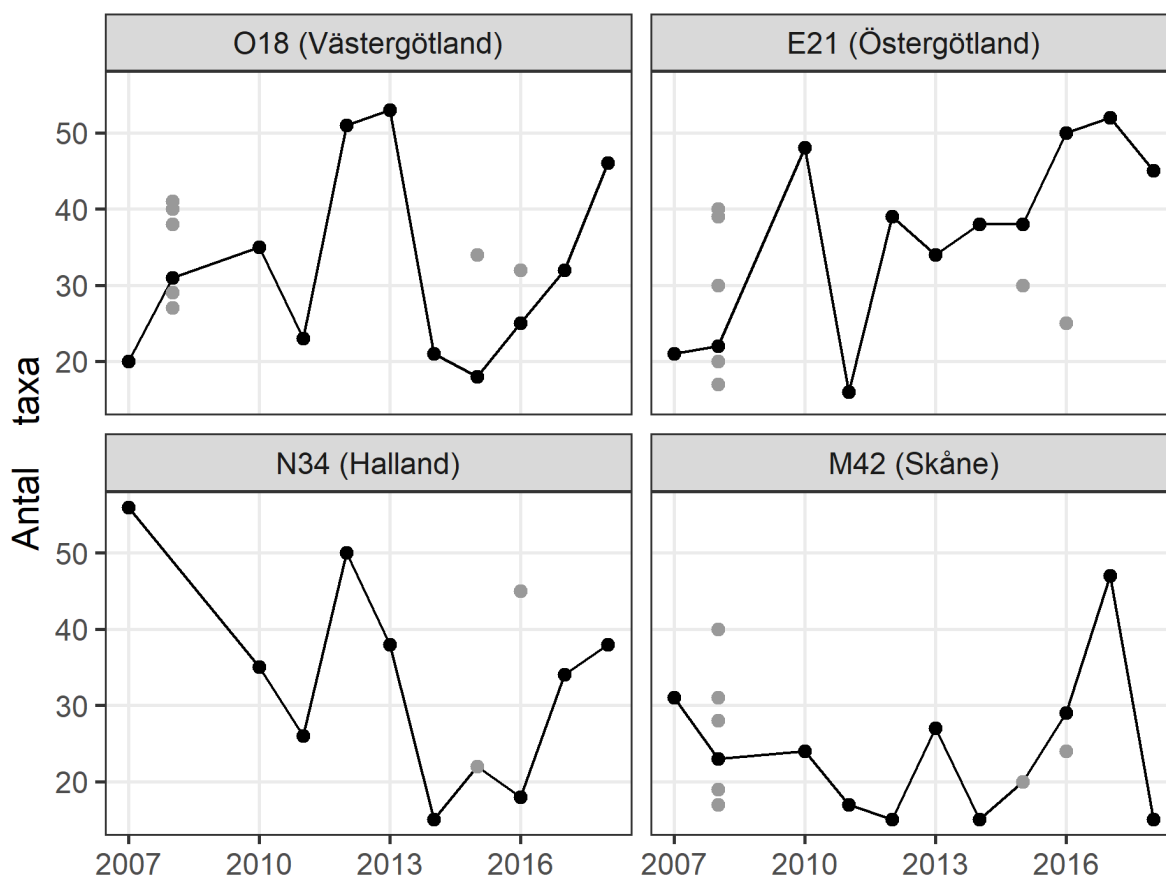
Tabell 4. Antal observationer och relativ abundans i medel för 14 kiselalger utvalda för att de antingen är de tio oftast förekommande eller de tio mest dominerande kiselalgerna i hela datasetet från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018 (sex taxa var både vanligt förekommande och förekommande i höga antal)

Taxa	N taxa					Relativ abundans (% medel)				
	Alla	O18	E21	N34	M42	Alla	O18	E21	N34	M42
<i>Achnanthydium minutissimum group II</i> (mean width 2,2-2,8µm)	5	0	2	3	0	23,7	-	22,3	24,7	-
<i>Achnanthydium minutissimum group III</i> (mean width >2,8µm)	60	17	16	9	18	19,1	2,6	35,5	29,1	14,9
<i>Amphora pediculus s.lat.</i>	56	17	18	3	18	25,6	17,4	27,5	1,1	35,7
<i>Encyonema reichardtii</i>	17	16	0	0	1	7,3	7,7	-	-	0,5
<i>Eolimna minima</i>	59	18	14	11	16	6,5	13,0	1,3	2,5	6,6
<i>Mayamaea atomus var. permissis</i>	47	14	11	7	15	1,3	2,5	0,5	0,8	1,0
<i>Navicula gregaria</i>	55	16	12	12	15	6,8	7,4	0,8	12,9	6,0
<i>Navicula lanceolata</i>	43	14	9	11	9	5,2	4,5	1,4	7,2	7,4
<i>Nitzschia dissipata</i>	49	14	18	4	13	1,8	0,6	3,2	0,4	1,7
<i>Nitzschia inconspicua s.lat.</i>	17	15	1	0	1	5,5	6,2	0,2	-	1,0
<i>Planothidium frequentissimum</i>	64	18	17	11	18	3,7	8,2	1,8	1,4	2,5
<i>Planothidium lanceolatum</i>	52	9	15	10	18	2,3	2,6	1,9	0,7	3,2
<i>Platessa oblongella</i>	12	0	0	12	0	25,3	-	-	25,3	-
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	47	18	7	4	18	7,4	10,8	0,8	0,6	8,0

Antalet kiselalgstaxa i enskilda prover varierar mellan 15 (M42 2012, 2014, 2018 och N34 2014) och 56 (N34 år 2007). M42 har generellt minst antal taxa (medel=25 taxa), medan E21 (34 taxa), N34 (33 taxa) och O18 (33 taxa) är ungefär lika artrika (Figur 7). Alla fyra jordbruksbäckar uppvisade stor mellanårsvariation (samt inomårsvariation under 2008 då fler prov togs) i artrikedom, och inga trender över tid kunde urskiljas (Figur 8).



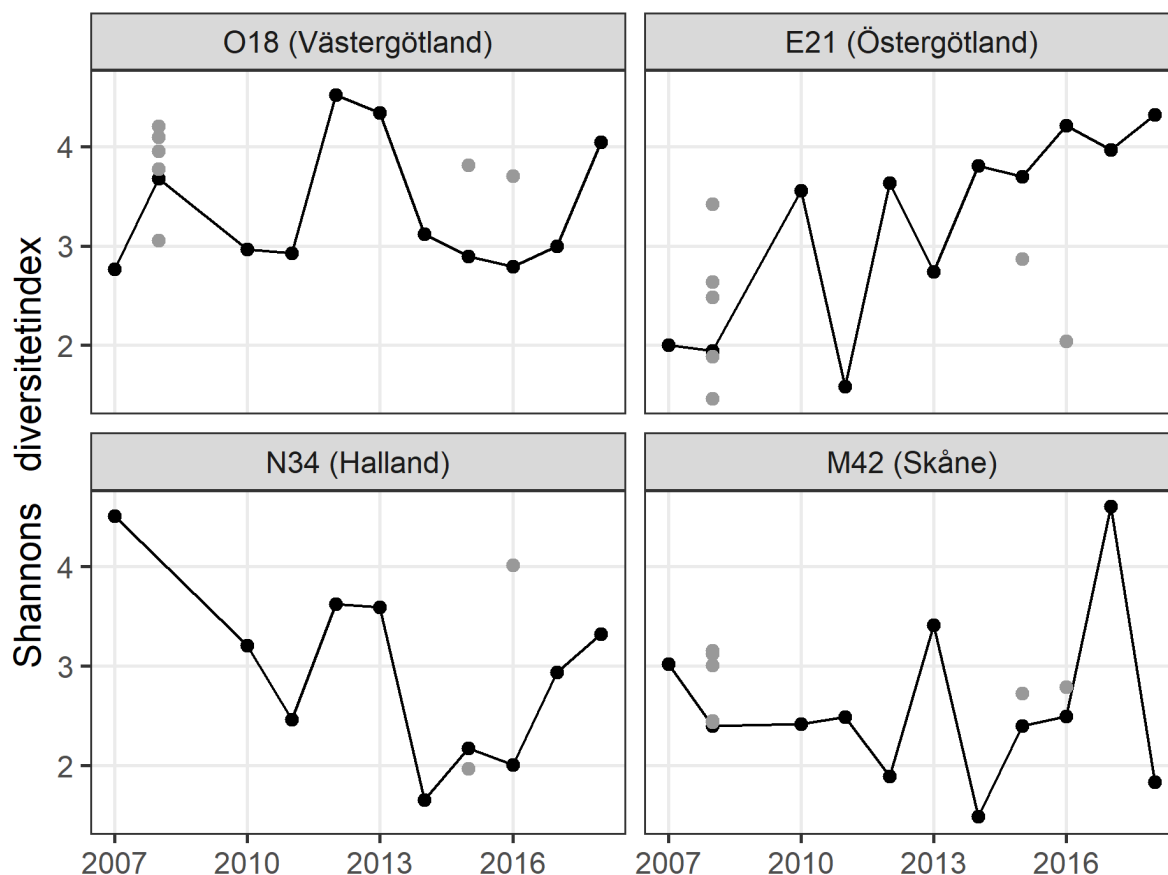
Figur 7. Antal kiselalgstaxa i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018.



Figur 8. Antal kiselalgstaxa i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.

Shannons diversitetsindex varierade mellan 1,48 (M42 år 2014) och 4,61 (M42 år 2017) för enskilda prover. Även om det högsta enskilda värdet uppmättes i M42 var M42 det vattendrag som uppvisade lägst medeldiversitet. Medel för de provtagna åren var 2,59 för M42, jämfört med 2,95 för N34, 3,22

för E21 och 3,37 för O18. Precis som för artrikedom var diversitetsindexets mellanårsvariation och inomårsvariation stor (Figur 9).



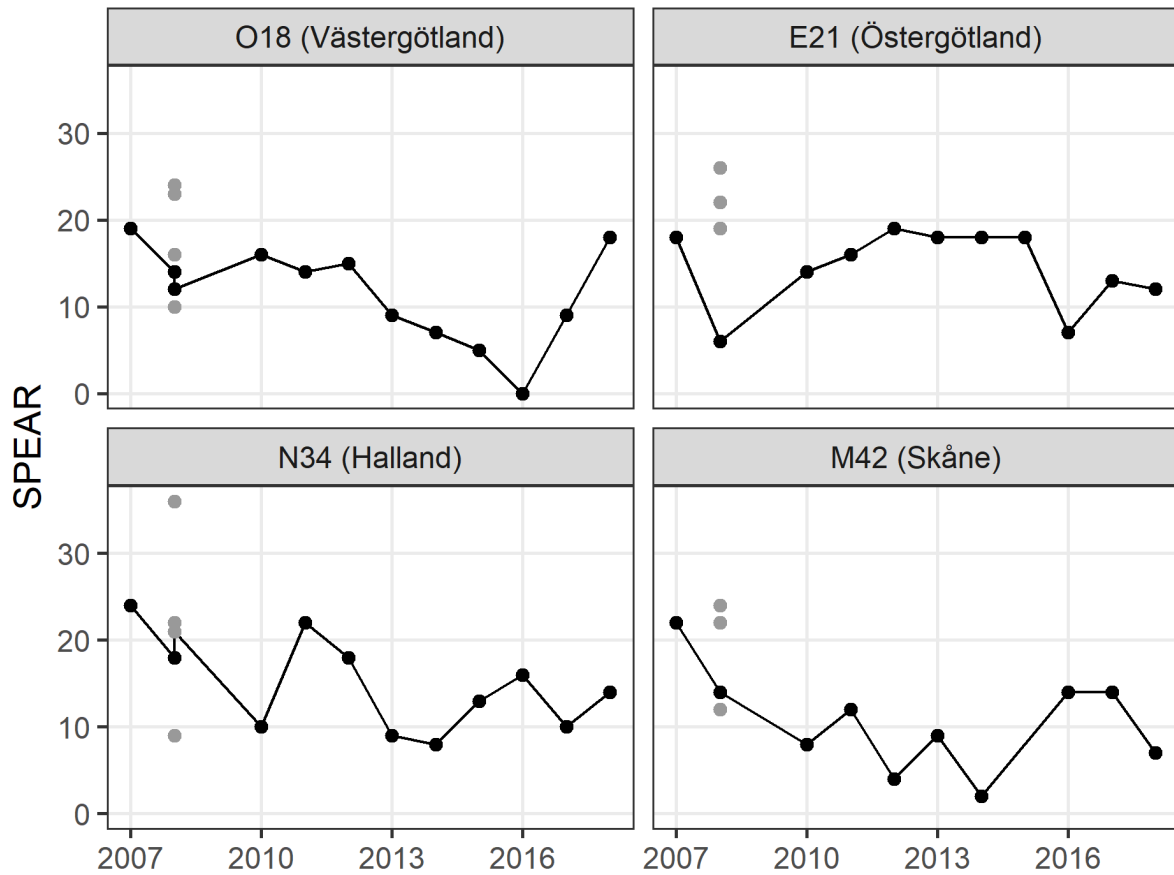
Figur 9. Kiselalgsdiversitet (Shannons diversitetsindex, beräknat med log2, se Metoder) för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.

Ordinationsanalysen av kiselalger visar att artsammansättningen i O18, E21 och M42 är ganska likartad för alla år. Mellanårsvariationen i N34 var däremot högre (Figur 2 och 4 i Bilaga 2).

### 3.3 Biologiska indikatorer för bekämpningsmedelspåverkan

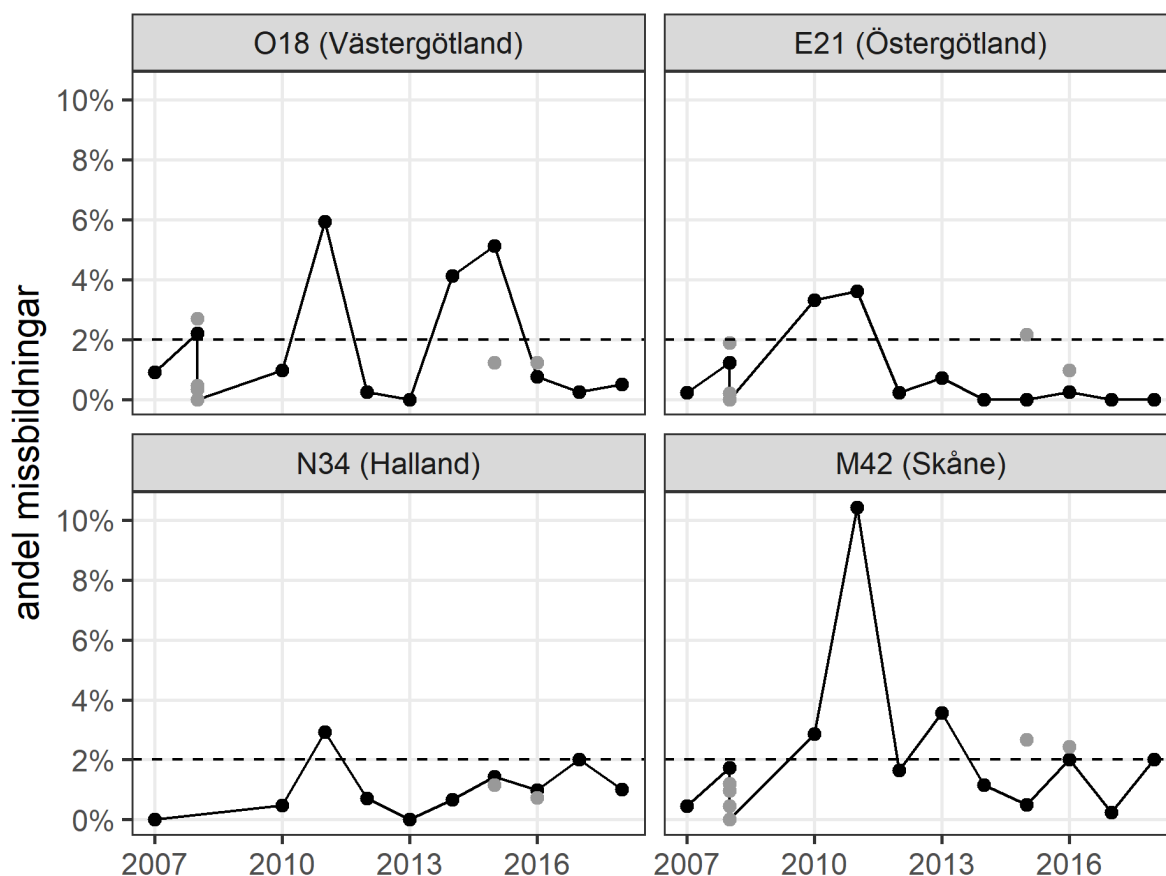
SPEAR är en indikator som ska visa på påverkan från bekämpningsmedel. Höga värden innebär att en relativt stor del av förekommande arter klassats som känsliga för bekämpningsmedelspåverkan vilket antas bero på låg exponering, medan låga SPEAR-värden indikerar att endast toleranta arter påträffats, och att de känsliga arterna slagits ut på grund av exponering av bekämpningsmedel. SPEAR-värden i de fyra jordbruksbäckarna varierade från 0 i O18 2016 till 24 i N34 2007 (Figur 10). Medelvärde för SPEAR var högst för E21 (15), följt av N34 (14), O18 (11) och M42 (10). Jämfört med vattendragen i en tidigare studie (Goedkoop och Kahlert, 2018) av svenska vattendrag, som alla har stor andel jordbruksmark i avrinningsområdena, är värdena låga.

För O18 syns en tydlig minskning av SPEAR-värden fram till 2016, för att sedan 2017 och 2018 återgå till samma nivåer som 2007 och 2008. E21 uppvisar ett stabilare mönster, men med två prover med lägre värden, 2008 (höstprovet) och 2016. N34 och M42 uppvisade mer variation, men inga trender över tidsperioden kunde urskiljas.



Figur 10. SPEAR-värden för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.

Andelen missbildade kiselalgsskal indikerar påverkan från miljögifter som metaller och bekämpningsmedel (Kahlert, 2012). Om fler än 2 % av skalerna är missbildade tolkas det som en indikation på ”betydande påverkan” enligt HaV (2018). Antalet prover med missbildningsfrekvens över 2 % var högst för M42 och O18 (5 vardera), följt av 3 för E21 och 1 för N34 (Figur 11).



Figur 11. Andel missbildade kiselalgsstal i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Den streckade linjen visar 2 %, gränsen för vad som anses vara ”betydande påverkan”, enligt HaV 2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar.

### 3.4 Biologiska indikatorer för näringspåverkan

Fokus för det här arbetet är påverkan från bekämpningsmedel, men näringspåverkan kan antas vara stor och precis som bekämpningsmedelpåverkan beror tillförseln av näringsämnen till stor del på jordbruket. Index som beskriver näringspåverkan redovisas kortfattat. Mer detaljer finns i Bilaga 3.

Bottenfaunaindexen DJ och ASPT skiljde sig åt i bedömningen. DJ-indexet, som visar näringsbelastning, gav i allmänhet ganska låga statusklasser, medan ASPT, som visar allmän ekologisk status, indikerade högre status (Tabell 1 i Bilaga 3). E21 hade högst status enligt DJ, 55 % av höstproverna visade på hög eller god status, medan M42 och O18 hade sämst status, endast ett prov för vardera vattendrag (10 % och 8 % för M42 respektive O18) visade på något annat än måttlig eller otillfredsställande status. För ASPT visade 89 % av proverna på hög eller god status och resterande på måttlig. Även kiselalgsindexet IPS, som visar näringsbelastning, indikerade lägst status för M42 och O18. 17 % av proverna från M42 och 8 % av proverna från O18 resulterade i indexvärden motsvarande minst god status, övriga prover resulterade i måttlig eller otillfredsställande status. Referensvärdena för IPS bör dock, enligt vägledningen ”användas med försiktighet och eventuellt justeras genom expertbedömning”, om referenshalterna av totalfosforhalterna är över 40 µg/l, det vill säga naturligt näringsrika. Verktyg och underlag saknas för att enkelt kunna beräkna referensvärden för totalfosfor för vattendrag som inte är vattenförekomster. och därför beräknades referensvärde endast för E21 (vilket är den enda av bäckarna som klassas som en vattenförekomst). Referensvärdet (15,8 µg/l) låg långt under gränsen.

När det gäller tidstrender så var ASPT-värdena relativt stabila över provtagningsperioden för tre av jordbruksbäckarna (Figur 5 i Bilaga 3). O18 däremot uppvisade samma mönster som för andra bottenfaunaindikatorer, det vill säga en kraftig nedgång mellan 2012 och 2016. DJ-värden visade inte samma mönster utan var stabila för O18, utom en topp 2012 (Figur 6 Bilaga 3). Även N34 hade relativt lika DJ-värden alla år, medan E21:s värden varierade mer. DJ-värden för M42 sjönk från 2007 till 2010, för att sedan stabilt ligga på väldigt låga nivåer.

Även för kiselalgsindexet IPS observerades en nedgång i indexvärden (vilket indikerar påverkan av näringsämnen) för O18 i mitten av tidsperioden, med lägst värden 2013 (Figur 7 i Bilaga 3). Värden för TDI var däremot stabila i O18 för hela tidsperioden, medan %PT varierade mer med två perioder med låga värden och två perioder med högre värden. IPS-värden var relativt stabila för E21 och M42, förutom låga värden för M42 år 2017. N34 uppvisade större variation i IPS-värden, med något högre värden (lägre påverkan) i slutet av tidsperioden. Även för TDI var variationen störst för N34 (Figur 8 Bilaga 3). %PT var högre (högre påverkan), och varierade mer, i början av tidsperioden för N34, medan värdena var högre i slutet av tidsperioden för E21 och M42 (Figur 9 Bilaga 3).

## 4. Diskussion

### 4.1 Hur ser organismsamhällena ut i jordbruksbäckarna?

Analyserna av bottenfaunasamhällena i de fyra jordbruksbäckarna visar en relativt hög biologisk mångfald. Alla jordbruksbäckarna har, som konstaterats i en tidigare utvärdering av de första årens data (Goedkoop och Kahlert, 2015), fler bottenfaunataxa än medlet för vattendrag i den nationella inventeringen som genomfördes år 2000 (riksinventeringen; Wilander m.fl., 2003). Anledningen kan vara att det bland riksinventeringens vattendrag förekommer både näringsfattiga och försurade vattendrag, två vattendragstyper som vanligtvis har lägre artrikedom. Det kan också bero på att en slumpvis utvald andel av alla infångade djur artbestäms (s.k. subsampling) inom riksinventeringen, vilket innebär att det finns en risk för att ovanliga arter inte observeras. Även Shannons diversitetsindexet ligger inom samma storleksordning som i den tidigare utvärderingen (Goedkoop och Kahlert, 2015). Författarna konstaterade att, till skillnad mot antal taxa, är diversitetsindexet betydligt lägre än för vattendrag i den nationella inventeringen. Anledningen bör vara att ett fåtal arter dominerar bottenfaunasamhällena. I 39 av de 61 proverna stod antingen *Chironomidae*, *Elmis aenea*, *Gammarus pulex*, *Oligochaeta* eller *Simuliidae* för minst 50 % av den relativa abundansen. Att en eller ett fåtal toleranta arter dominerar bottenfaunasamhället kan bero på att det utsatts för störningar som gynnat toleranta arter.

Antalet påväxtalgstaxa är inte på samma sätt utmärkande hög, men det saknas ett liknande referensmaterial som riksinventeringen av bottenfauna. Dock finns gränser för kategorierna ”mycket högt” eller ”mycket lågt” antal taxa, baserade på ett stort dataset med svenska vattendrag. Inga av proverna från typområdena klassas ha ”mycket högt” antal taxa, däremot är antal taxa lägre än 20 för 11 av 66 prover, vilket anses vara ”mycket lågt” och ett tecken på påverkan (HaV, 2018).

### 4.2 Är jordbruksbäckarna påverkade av bekämpningsmedel?

Att de fyra jordbruksbäckarna är påverkade av mänsklig aktivitet råder det ingen tvekan om. Näringshalterna är höga (exempelvis jämfört med Riksinventeringen 2000, Wilander m.fl., 2003), vilket också indikatorerna för näringspåverkan visar, och delar av vattendragen har modifierats, bland annat genom kulvertering. Bekämpningsmedel påträffas i alla fyra jordbruksbäckarna, och att substanser förekommer i koncentrationer över riktvärden är inte ovanligt (Nanos och Kreuger, 2017). M42 kan antas vara mest påverkad av jordbruk, eftersom både bekämpningsmedelshalter och totalfosforhalter är högre i M42 än i de tre övriga bäckarna (Tabell 2; Figur 2 & 3). Hela 92 % av avrinningsområdet består av jordbruksmark. Provplatsen i M42 är också eventuellt extra utsatt, eftersom i princip hela vattendraget uppströms är kulverterat, vilken innebär att solljus inte når vattendraget, vilket minskar fotokemisk nedbrytning av bekämpningsmedel och gör att växter som substanserna kan adsorberas till saknas.

Antalet bottenfaunataxa var dock inte utmärkande lågt i M42 jämfört med övriga jordbruksbäckar i övervakningen, men både SPEAR-värden och DJ-värden var låga. Även andelen missbildningar av kiselalgsskal indikerade exponering för bekämpningsmedel i M42. Generellt var kiselalgdiversiteten lägre i M42 – 6 av 11 prover med kiselalgdiversitet klassad som ”mycket låg” kom från M42.

Frekvensen av missbildade kiselalgsskal var förhöjd även för O18, det vattendrag som är minst påverkat av bekämpningsmedel (enligt toxicitetsindex, se Figur 3), vilket även konstaterades av Kahlert (2012) som förklarade det med att missbildningar också orsakas av andra miljögifter, till exempel metaller. Höga halter av bland annat bly uppmättes i O18 2008 (Kahlert, 2012).

Goedkoop och Kahlert (2018) har tidigare undersökt hur mycket biologisk variation som kan förklaras av de påträffade bekämpningsmedlens sammanlagda toxicitet (s.k. toxiska enheter). De fann inga signifikanta samband mellan artsammansättning, varken för kiselalger eller bottenfauna, och den sammanlagda toxiciteten, med ett dataset som inkluderade jordbruksbäckarna, men också fler bäckar i jordbruksområden.

Förändringen i bottenfaunasamhället som syns i O18 med början mellan provtagningarna 2010 och 2011 skulle kunna förklaras av en ökning av suspenderat material. Suspenderat material och ökad grumlighet kan påverka filtrerare (ex. musslor) och ge en minskad primärproduktion på grund av sämre ljusförhållanden, och dessutom vara bärare av näringsämnen (främst fosfor), metaller och organiska miljögifter. Halterna av suspenderat material i O18 började öka redan runt år 2003, men dels nåddes inte de högsta värdena förrän 2008, och dels kan systemen utstå en störning under en tid (Figur 10 i Bilaga 2).

### 4.3 Möjliga sätt att förbättra övervakningen

Målet med övervakningen är att upptäcka och följa förändringar av biologin i vattendrag i jordbruksintensiva områden, speciellt eventuella förändringar orsakade av bekämpningsmedelsanvändning. Resultaten från övervakningen ska kunna användas för att vidareutveckla metoder för övervakning och analys, samt för miljömålsuppföljning. Resultaten ska också kunna fungera som underlag för att identifiera behov av vidare undersökningar och provtagningar även i andra områden.

Undersökningen i sin nuvarande form är viktig eftersom den resulterar i tidsserier för både biologi och halter av bekämpningsmedel från samma vattendrag, vilket möjliggör sammankoppling av exponering och påverkan. På grund av övervakningens ringa omfattning (med avseende på antalet vattendrag) är det dock möjligt att förändringar av akvatiska ekosystem i jordbrukslandskapet inte upptäcks. Därför finns det en mängd möjligheter för en förbättrad övervakning av akvatisk biologi i jordbrukslandskapet.

#### 4.3.1 Utöka provtagningen med fler vattendrag

Med endast fyra vattendrag går det inte att dra några allmänna slutsatser om vattendrag i jordbrukslandskapet i södra Sverige. Övervakningen kan dock utgöra en tidig varning för förändringar, till exempel vid införandet av ett nytt bekämpningsmedel eller markant ökning av användande av ett befintligt. Större förändringar i biologin kan ge upphov till frågeställningar för nya studier (av både biologi och bekämpningsmedelshalter). Men, givetvis begränsas även möjligheten till tidigare varningar av det ringa antalet vattendrag. Därför är provtagning av fler vattendrag en given förbättringsmöjlighet. Det kan vara isolerade undersökningar som studien av biologi i 32 jordbruksvattendrag av Goedkoop och Kahlert (2018), men också en komplettering av övervakningsprogrammet med regelbundna mätningar i fler vattendrag.

Provtagning av fler vattendrag skulle kunna innebära att mer variation inkluderas (jordbruksintensitet och grödoslag, vattendragstyper, klimat, med mera). Om biologiska data ska kopplas till uppmätta halter bekämpningsmedel måste både biologi och bekämpningsmedel provtas och analyseras. Analyser av bekämpningsmedel är dyra, och mest kostnadseffektivt skulle därför vara att komplettera provtagningen i vattendrag där bekämpningsmedelhalter redan mäts. Inom den nationella miljöövervakningen av bekämpningsmedel provtas förutom jordbruksbäckarna två skånska åar, Skivarpsån och Vege å. Båda är större än jordbruksbäckarna och är klassade som vattenförekomster



(av jordbruksbäckarna är endast E21 klassad som vattenförekomst), vilket innebär att data om exempelvis påverkan finns tillgänglig i databasen VISS<sup>4</sup>. Skivarpsån och Vege å ingick i screeningstudien. Skivarpsån uppvisade låga SPEAR-värden och en missbildningsfrekvens på över 3 % vid ett av de fyra provtillfällena. Vege å hade låg missbildningsfrekvens, men kiselalgsprover kunde bara tas vid två tillfällen och bottenfauna inte vid något tillfälle, på grund av höga vattennivåer. Storleken kan vara ett hinder eftersom det försvårar provtagning, möjligen kan det undvikas genom att den biologiska provtagningen inte sker på samma plats som den för bekämpningsmedel. Ett annat alternativ för att hitta lämpliga vattendrag att provta är att undersöka lokaler där bekämpningsmedelshalter provtas eller har provtagits inom regional eller lokal miljöövervakning (exempelvis inom Skåne län, Pirzadeh, 2017 eller Gotlands län, Nanos och Kreuger, 2017). Även om vattendragen inte provtas regelbundet är information om bekämpningsmedelshalter vid tidigare mätningar användbara som indikation om påverkanstryck.

En annan potentiell användbar komplettering till de fyra jordbruksbäckarna skulle vara jämförbara vattendrag utan påverkan från bekämpningsmedel, som skulle kunna användas som referenser. Det skulle också vara användbart för att utvärdera annan påverkan, eftersom referenserna som använts för att ta fram referensvärde för andra index, exempelvis för näringspåverkan, inte sällan är skogsvattendrag med låga näringshalter och annorlunda bottensubstrat. Vattendrag i skogslandskapet skiljer sig mycket (exempelvis mängden död ved och typen av bottensubstrat), och vattendrag med intensivt jordbruk i avrinningsområdet är i princip alltid utsatta för bekämpningsmedel. Möjligen går det att hitta vattendrag med en stor del lågintensivt jordbruk, betesmarker eller ekologisk odling i avrinningsområdet, även om tidigare försök visat att det är svårt.

#### 4.3.2 Övervakning av andra typer av ytvatten

Övervakning av andra typer av ytvatten i jordbrukslandskapet är intressant för målet att kartlägga eventuella effekter av bekämpningsmedel på akvatisk biologisk mångfald. Sjöar anses vanligen inte lika utsatta som vattendrag eftersom bekämpningsmedel dels i de flesta fall först hamnar i vattendrag (där de bryts ned) och dels för att utspädningseffekten är större. Mer intressant är mindre ytvatten. En stor del av den akvatiska regionala biologiska mångfalden påträffas nämligen i små ytvatten som kärr, diken och dammar (Davies, 2008). Det är dock svårt att säga vad som ska provtas (vilken organismgrupp, eller vilka andra biologiska parametrar) och vilka metoder som är lämpliga, och mer grundläggande studier behövs innan dessa vatten kan ingå i regelbunden övervakning.

#### 4.3.3 Förändring av provtagningsmetodik

I övervakningen används de standardiserade metoder för provtagning som används bland annat för statusklassning inom vattenförvaltning enligt vattendirektivet (med undantag för provtagningen 2008, då bottenfauna provtogs med Surber-hämtare). Det innebär att nuvarande metoder tillåter jämförelser både med andra undersökningar enligt standardiserade metoder, samt med tidigare prover.

Det finns dock även nackdelar med metoderna, speciellt sparkprovtagningen som används för bottenfauna. Enligt instruktionerna för sparkprovtagning (HaV, 2016a) bör provtagningsytan i första hand placeras längs en sträcka med hårdbotten, ”eftersom sparkmetoden lämpar sig bäst för provtagning i denna typ av habitat”. Vidare ska provtagningsytan vara belägen längst nedströms i en 50 m-sträcka som inte avviker nämnvärt från provtagningsytan med avseende på bland annat bottensubstrat, för att minska inflytandet från andra habitattyper. Provplatserna är valda för att i så stor utsträckning som möjligt uppfylla dessa krav, men sand, finsediment och lera dominerar

---

<sup>4</sup> VattenInformationssystem Sverige. [viss.lansstyrelsen.se](http://viss.lansstyrelsen.se)

bottnarna på alla fyra jordbruksbäckarna, utom M42, där grus, sand och lera är vanligare (Goedkoop och Kahlert 2007, 2015). Tidigare utvärderingar (Goedkoop och Kahlert, 2009, 2015) har föreslagit att flera olika bottenstrat ska provtas i proportion till deras relativa förekomst, och att Surber-provtagning skulle kunna användas. Dock påpekar författarna att det försvårar jämförelser med annat data. I en utvärdering av biologisk mångfald i små vattendrag av Sandin m.fl. (2009) föreslogs att en provtagningsmetod för små vattendrag ska utvecklas, som ger jämförbara resultat med den standardiserade undersökningsmetoden. Författarna föreslår att en Surberliknande provtagare ska användas och att antalet prover ska vara tillräckligt högt för att samma yta ska täckas in som i standardiserad sparkprovtagning. En annan möjlig kompletterande metod är M42 med riktat urval (Hav, 2016c). Metoden är inriktad på att detektera så många taxa som möjligt genom att undersöka flera olika mikrobiotoper, vilket innebär att den ger god kunskap om indikatorarter och rödlistade arter. Resultaten blir inte jämförbara med andra provtagningsmetoder, och artantal kan inte relateras till yta, men metoden ger möjlighet att tillföra information om förekommande arter eftersom habitat som inte går att provta med sparkprovtagning eller Surber, exempelvis vattenväxter, trädrötter och död ved inkluderas. Även djur på vattenytan kan samlas in.

För kiselalgsprovtagning förekommer i svensk miljöövervakning endast en metod, beskriven i *Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgsanalys* (HaV, 2016b). I vattendrag ska algerna helst samlas in från knytnävsstora stenar i strömmande vatten, men även alger som växer på växtdelar kan användas, vilket gör metoden flexibel och väl lämpad även för mindre jordbruksvattendrag. För tidsserieövervakning rekommenderas provtagning på sensommaren eller hösten, och vid samma tidsperiod för alla år, vilket också skett i den genomförda övervakningen.

Provtagningen 2008 visar att inomårsvariationen är stor, vilket bekräftar vikten av att fortsätta med höstprovtagning för att resultaten ska vara jämförbara mellan år. Anledningen till variationen inom år är främst de bottenlevande djurens livscyklar. En del är vid vissa tidpunkter för små för att fångas i håven eller fastna i sållet. För en del arter är artbestämningen svårare när individerna är små, tidigare på året, och därför kanske de inte kan bestämmas till art utan endast till släkte eller familj, vilket kan påverka diversitetsindex. Andra arter påträffas inte vissa tider för att de helt enkelt inte finns i vattendragen, exempelvis för att de har en adult fas som inte lever i vatten (som exempelvis sländor).

DNA-baserade övervakningsmetoder har tack vare teknikutveckling under senare år föreslagits som ett effektivt komplement till traditionella övervakningsmetoder (Baird and Mehrdad, 2012) för både växter och djur. Genom att jämföra specifika DNA-sekvenser med ett referensbibliotek kan artbestämning genomföras med hög upplösning, snabbt och effektivt (ex. Rees m.fl., 2014). DNA kan hämtas från hela eller delar av organismer, eller från miljön, till exempel vatten eller sediment (och brukar då kallas *environmental DNA*, eDNA). Metoderna gör det möjligt att åtskilja och identifiera arter som annars är svåra eller omöjliga att åtskilja med hjälp av morfologiska kännetecken. Om DNA från vatten eller sediment används kan också förekomster av organismer som vanligtvis inte upptäcks med nuvarande provtagningsmetodik påvisas, exempelvis för att de är ovanliga eller för att de lever i habitat som inte täcks in i provtagningen. Detta är en fördel för jordbruksbäckarna, eftersom de ofta saknar hårbottenar och stenar, vilket är de substrat som bottenfaunaprovtagning enligt svenska föreskrifter är inriktade mot. Även organismgrupper som inte vanligtvis provtas i miljöövervakning av sjöar och vattendrag, exempelvis svampar och bakterier, skulle kunna inkluderas i DNA-baserad övervakning.

Påverkan på de organismsamhällen som undersöks blir också mindre med eDNA eftersom inga djur eller växter behöver plockas upp ur vattnet.

#### 4.3.4 Provta andra organismgrupper eller andra biologiska parametrar

Förutom bottenfauna och kiselalger som provtas regelbundet har fisk provtagits i jordbruksbäckarna vid ett tillfälle (Goedkoop & Kahlert, 2009). Fiskesamhällena påverkas troligen starkare av andra faktorer, främst hydromorfologi (ex. vandringshinder). Makrofyter, det vill säga vattenväxter, provtas inom bland annat nationell miljöövervakning. Makrofyter används som indikator för främst övergödning, men kan också påverkas av herbicider (ex. Wendt-Rasch, 2004) och de har stor inverkan på övriga delar av ekosystemen, eftersom de utgör viktiga habitat för djur och substrat för påväxtalger. Mer information om bekämpningsmedlens påverkan på makrofyter, exempelvis vilka arter som är känsliga, behöver tas fram innan provtagning av makrofyter kan användas inom miljöövervakning inriktad på effekter av bekämpningsmedel.

Rundmaskar (Nematoda) som lever i bottensediment har föreslagits som en lämplig organismgrupp för att utvärdera sedimentförorening (Höss m.fl., 2011). I screeningstudien (Goedkoop & Kahlert, 2018) analyserades meiofauna i biofilmer, det vill säga djur mindre än 65 µm. En stor del av meiofaunan var rundmaskar. Meiofaunan var den enda av de analyserade organismgrupperna vars artsammansättning kunde förklaras av toxiska enheter (för *Daphnia*). Analyserna är dock kostsamma och antalet biologiska laboratorier som kan genomföra taxonomisk analys av rundmaskar och annan meiofauna är få, men precis som för övriga grupper kan DNA-analyser innebära effektivisering av artbestämning.

Förutom analyser på samhällsnivå (taxonomisk sammansättning och abundans av påträffade arter) finns metoder för att utvärdera effekter av påverkan på exempelvis individnivå (ex. Carlsson, 2019), på processer i ekosystem (ex. Truchy, 2018) och med hjälp av biomarkörer för till exempel genuttryck (ex. Carlsson och Tydén, 2018). Biologiska processer kan också analyseras på laboratorium, vilket kan ge inblick i sammanlagd toxisk effekt av alla förekommande substanser (bekämpningsmedel, andra föroreningar och naturligt förekommande ämnen), inklusive eventuella interaktioner. I en studie av typområdesbäckarna och de två skånska åarna där bekämpningsmedelshalter övervakas, fann Lundqvist m.fl. (2019) korrelationer mellan halter av bekämpningsmedel och olika former av (cellulär) biologisk aktivitet, men drog slutsatsen att halterna av bekämpningsmedel var så låga att något annat troligen orsakade aktiviteten.

Eftersom bekämpningsmedel kan påverka viktiga ekosystemprocesser som till exempel lövnedbrytning (Rasmussen, 2012, Feckler, 2017), skulle mätningar av exempelvis primärproduktion och nedbrytning tillföra värdefull information. Att mäta ekosystemprocesser tillför mer information än att bara fokusera på taxonomisk sammansättning, eftersom ekosystemprocesserna inte reagerar samstämmigt med samhällsstruktur längs påverkansgradienter (Truchy, 2018).

## 5. Slutsatser

Eftersom akvatiska ekosystem i jordbrukslandskapet utsätts för stor påverkan från mänskliga aktiviteter samtidigt som de hyser stor biologisk mångfald är regelbunden övervakning av exempelvis jordbruksvattendrag av yttersta vikt. Kunskaper om biologisk mångfald i mindre vattendrag är i allmänhet bristfällig (Sandin m.fl., 2009), och längre tidsserier på biologi i jordbrukslandskapet är ovanliga. Därför är övervakningen i typområdena en viktig resurs för analyser av den svenska biologiska mångfalden, och att fortsätta övervakningen och behålla tidsserierna är av mycket stor betydelse. Det främsta syftet med övervakningen är att möjliggöra utvärderingar av effekter av bekämpningsmedel, men övervakningsresultaten kan också utgöra en grund för att analysera andra effekter av jordbruk och bidrar till det allmänna kunskapsläget om akvatisk biologisk mångfald i Sverige.

Utvärderingen av resultaten från övervakningen 2007–2018 visar att jordbruksbäckarna hyser en stor rikedom av bottenfaunataxa. Index visar på påverkan från jordbruket till följd av näringstillförsel men det finns också indikationer på bekämpningsmedelspåverkan. För O18 kunde en större förändring över tid urskiljas för bottenfauna. Med start mellan 2012 och 2013 påbörjades en nedgång i diversitet som pågick fram till 2016, efter vilket en återhämtning verkar ha påbörjats. Det går inte att se någon tydlig anledning till förändringen i tillgängliga data för bekämpningsmedel eller näring. En orsak skulle kunna vara en förändring i halter av suspenderat material. Även kiselalgsanalyserna visar indikationer på påverkan från bekämpningsmedel i form av låg diversitet och förhöjd andel missbildade skal vissa år, även om det senare också skulle kunna bero på metallpåverkan.

Övervakningen skulle kunna bli bättre om den utökades med fler vattendrag, men för att statistiskt kunna särskilja trender från naturlig variation skulle antagligen en utökning med ett relativt omfattande underlag krävas. Ett alternativ är att genomföra studier av ett stort antal vattendrag vid enstaka tillfällen, för att på så sätt skaffa sig kunskap om biologisk mångfald i liknande vattendrag i andra delar av landet och i andra vattendragstyper.

Att provtagningen fortsätter årligen med samma metoder under samma tidsperioder innebär att tidsserier hålls intakta och att analyser av förändring över tid blir mer robusta. Eventuella förändringar av metoder bör endast vara kompletteringar till nuvarande upplägg. En inventeringsinsats med andra provtagningsmetoder, exempelvis M42 (för bottenfauna) och DNA (både för bottenfauna och kiselalger), skulle kunna ge ökad insikt om både biologin i vattendragen och vilka provtagningsmetoder som ger bäst information om biologisk mångfald i jordbruksvattendrag.

Provtagning av andra biologiska parametrar, exempelvis olika ekosystemprocesser, sköldkörtelfunktion (ex hos grodyngel) eller oxidativ stress, skulle tillföra värdefull information till nuvarande övervakning, som är fokuserad på taxonomisk information.

För många av de organismgrupper, biologiska parametrar och ekosystemstyper som skulle vara intressanta att provta saknas den kunskap och information som behövs för att de ska inkluderas i regelbunden övervakning och för att resultaten från övervakningen ska kunna användas för att dra slutsatser om bekämpningsmedelspåverkan. Exempelvis kan det vara svårt att tolka resultaten eftersom det saknas referensvärden, klassgränser och allmän kunskap om förväntade resultat. Därför skulle enskilda inventeringsinsatser vara intressant som ett första steg, till exempel när det gäller dammar i jordbrukslandskapet skulle en undersökning som täcker in en gradient av olika typer av dammar med olika bekämpningsmedelsexponering vara lämpligt.

## 6. Tackord

Jenny Kreuger har varit med i planering av arbetet med översynen av övervakningen, samt bidragit med kunskaper om typområdena och typområdenas miljöövervakning. Willem Goedkoop har läst och kommenterat tidigare versioner av rapporten och bidragit till rapporten genom givande diskussioner och värdefulla synpunkter. Maria Kahlert har också bidragit med värdefulla synpunkter och varit till stor hjälp med sammanställning av kiselalgsdata. Pernilla Rönnback och Victor Sonesten har varit hjälpsamma i arbetet att sammanställa biologiska data.

Tack också till Mikael Östlund, Göran Gullberg och andra provtagare som genomfört fältarbete, och till all personal på Vatten och miljöns laboratorier som utfört taxonomiska analyser.

## 7. Referenser

- Asp, T. & Kreuger, J. 2005. Riskvärdering av bekämpningsmedel i ytvatten. Utveckling och utvärdering av indikatorer baserade på riktvärden och miljöövervakningsdata. Ekohydrologi 88. Uppsala. ISSN 0347-9307.
- Asterics. 2013. Assessing the ecological quality of rivers. Version 4.04. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/>
- Baird, D.J. & Hajibabaei, M., 2012. Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. *Mol. Ecol.* 21: 2039–2044.
- Beketov, M. A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B. & Liess, M. 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(27), 11039-11043.
- Carlsson, G. 2019. Effect-based environmental monitoring for thyroid disruption in Swedish amphibian tadpoles. *Environ Monit Assess* 191.7 (2019): 454
- Carlsson, G. & Tydén, E. 2018. Development and evaluation of gene expression biomarkers for chemical pollution in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Environ Sci Pollut Res* 25, 33131–33139.
- Datavärdsckap Jordbruksmark. 2019. Databas SLU Jordbruksvatten version 2019:2. [www.slu.se/jordbruksvatten](http://www.slu.se/jordbruksvatten). SLU, Institutionen för mark och miljö.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray, S. & Maund, S. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4), 1-8.
- Feckler, A. 2017. Chemical stressors influence aquatic ecosystem processes. Diss. (sammanfattning/summary) Uppsala : Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis Agriculturae Sueciae.
- Finotello, S., Feckler A., Bundschuh, M. & Johansson, F. 2017. Repeated pulse exposures to lambda-cyhalothrin affect the behavior, physiology, and survival of the damselfly larvae *Ischnura graellsii* (Insecta; Odonata). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 144: 107-114
- Goedkoop, W. & Kahlert, M. 2009. Biologisk karaktärisering av bäckar i typområden jordbruksmark. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för vatten och miljö.
- Goedkoop, W. & Kahlert, M. 2015. Biologiska effekter av bekämpningsmedel i vattendrag. Erfarenheter från 6 års studier av bottenfauna och kiselalger i jordbruksbäckar. CKB rapport 2015:2. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Goedkoop, W. & Kahlert, M. 2018. Undersökning av pesticidorsakade effekter på bentiska organismsamhällen i jordbrukspåverkade vattendrag. CKB rapport 2018:2. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för vatten och miljö.
- HaV 2016a. Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Version: 1:2, uppdaterad 2016-11-01.

HaV 2016b Undersökningstyp - Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgalanalys, version 3:2: 2016-01-20. Havs- och Vattenmyndigheten.

Hav 2016c. Undersökningstyp. Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag. M42-inventering med riktat urval. (mikrobiotoper) Version 1:2 : 2016-11-01. Havs- och Vattenmyndigheten.

HaV 2018. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:38. Kiselalger i sjöar och vattendrag. Vägledning för statusklassificering.

HaV 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten HVMFS 2013:19. Konsoliderad elektronisk utgåva Uppdaterad 2019-01-01.

Höss, S., Claus, E., Von der Ohe, P.C., Brinke, M., Güde, H., Heininger P. & Traunspurger W. 2011. Nematode species at risk – a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environ. Int.*, 37, pp. 940-949.

Indicate 2018. Verion 1.0.0 – 08.05.2018. <http://www.systemecology.eu/indicate>

Kahlert, M. 2011. Framtagande av gemensamt delprogram ”Kiselalger i vattendrag” Underlag för utformning av övervakningsprogram och verifiering av kiselalgsindex. Länsstyrelsen Blekinge län 2011:6.

Kahlert, M. 2012. Utveckling av en miljögiftsindikator – kiselalger i rinnande vatten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport 2012/12.

Knillmann, S., Orlinskiy, P., Kaske, O., Foit, K. & Liess, M. 2018. Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Science of the total environment*, 630, 1619-1627.

Larsson, Å. 2006. Undersökningstyp: Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå. Version 1:1, 2006-02-10. Naturvårdsverket.

Liess, M. & von der Ohe, P.C. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 954-965. doi:10.1897/03-652.1

Lingdell, P-E & Engblom, E. 2009. Vad säger bottenfaunan? Utvärdering av bottenfaunaundersökningar. Naturvårdsverket, rapport 5634.

Lindström, B., Larsson, M., Boye, K., Gönczi, M. & Kreuger, J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Långtidsöversikt och trender 2002-2012 för ytvatten och sediment. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2015:5.

Lundqvist, J., von Brömssen, C., Rosenmai, A. K., Ohlsson, Å., Le Godec, T., Jonsson, O., Kreuger, J. & Oskarsson, A. 2019. Assessment of pesticides in surface water samples from Swedish agricultural areas by integrated bioanalysis and chemical analysis. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 53.

Nanos T. & Kreuger J. 2017. Bekämpningsmedel i tre gotländska vattendrag. Sammanställning och bedömning av resultat från provtagning under 2009-2015. Rapportnummer: 2017:14. Länsstyrelsen i Gotlands län.

Nanos T. & Kreuger, J. 2019. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Årssammanställning 2017. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2019:1

Oksanen, J. F. Guillaume Blanchet, Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Eduard Szoecs, E. & Wagner, H. 2018. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pirzadeh, P. 2017. Bekämpningsmedel i skånska vattendrag Resultat från den regionala miljöövervakningen 2016. Rapportnummer: 2017:18 Länsstyrelsen Skåne.

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rasmussen J.J., Wiberg-Larsen P., Baattrup-Pedersen, A., Monberg, R.J. & Kronvang, B. 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. *Sci. Total Environ.* 416:148-155

Rees, H.C., Maddison, B.C., Middleditch, D.J., Patmore, J.R. & Gough, K.C. 2014. The detection of aquatic animal species using environmental DNA—a review of eDNA as a survey tool in ecology. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1450-1459.

Rydh Stenström, J. 2013. Mixture toxicity of pesticides and biological effects in agricultural streams. Licentiate Thesis. ISBN 978-91-576-9167-5. Swedish University of Agricultural Sciences.

Sandin, L, Göthe, E., Kahlert, M. & Temnerud, J. 2009. Variation i biologisk mångfald och samhällsstruktur hos bottenfauna och kiselalger i två små avrinningsområden. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö: 2009:2

Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, Vol. 27, pp. 379–423, 623–656

von der Ohe, P.C. & Liess, M. 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environ Toxicol Chem* 23:150–156.

Wendt-Rasch, L., Van den Brink, P. J., Crum, S. J. H. & Woin, P. 2004. The effects of a pesticide mixture on aquatic ecosystems differing in trophic status: responses of the macrophyte *Myriophyllum spicatum* and the periphytic algal community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57(3), 383-398.

Wilander, A., Johnson, R.K. & Goedkoop W. 2003. Riksinventeringen 2000 – en synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Miljöanalys; 2003:limes New Roman 11).



## **8. Bilagor**

Bilaga 1. Harmonisering av bottenfaunataxa

Bilaga 2. Resultat – ordinationer och påverkansindex

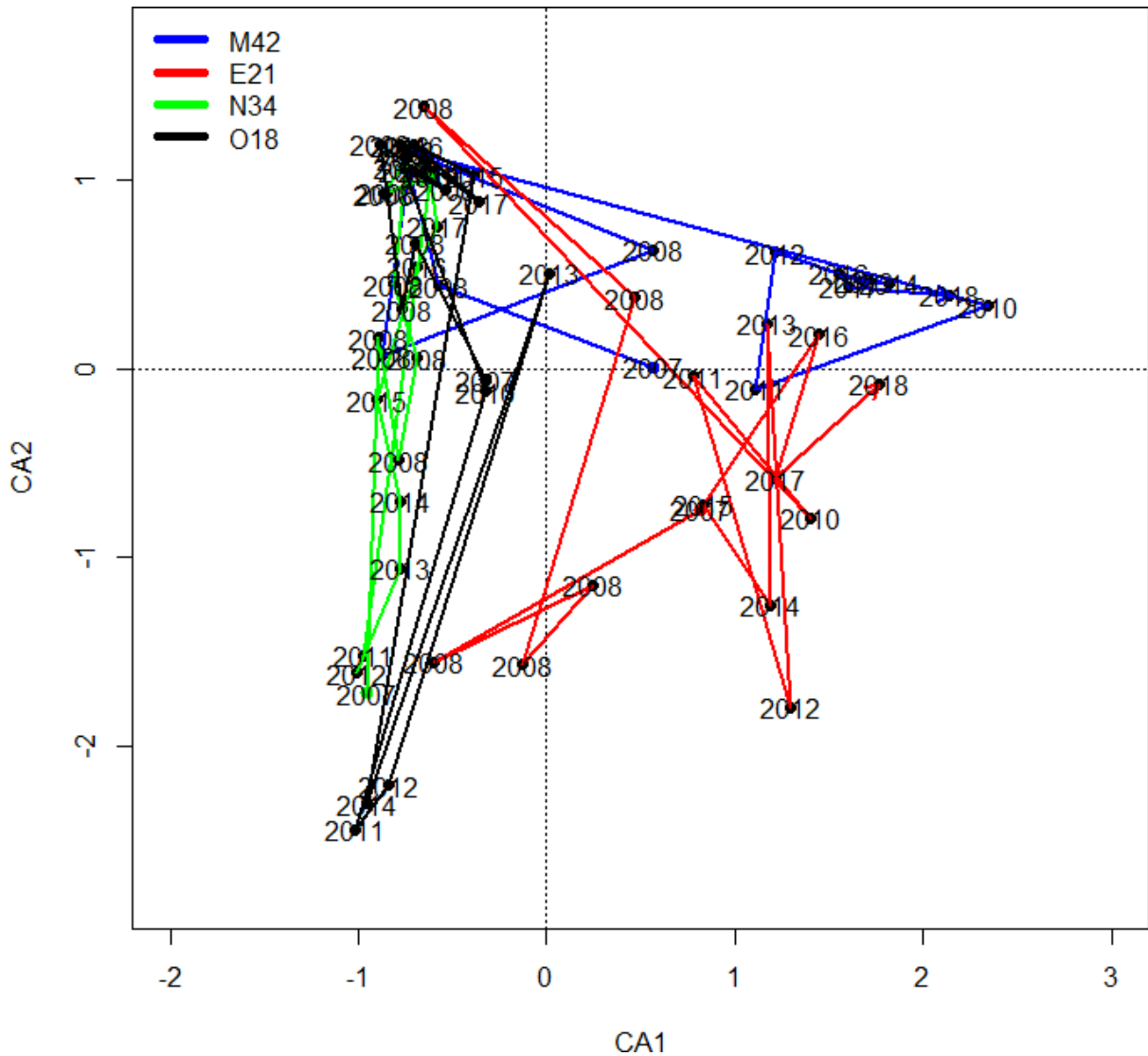
Bilaga 3. Indikatorvärden för SPEAR

## Bilaga 1 – Harmonisering av bottenfaunataxa

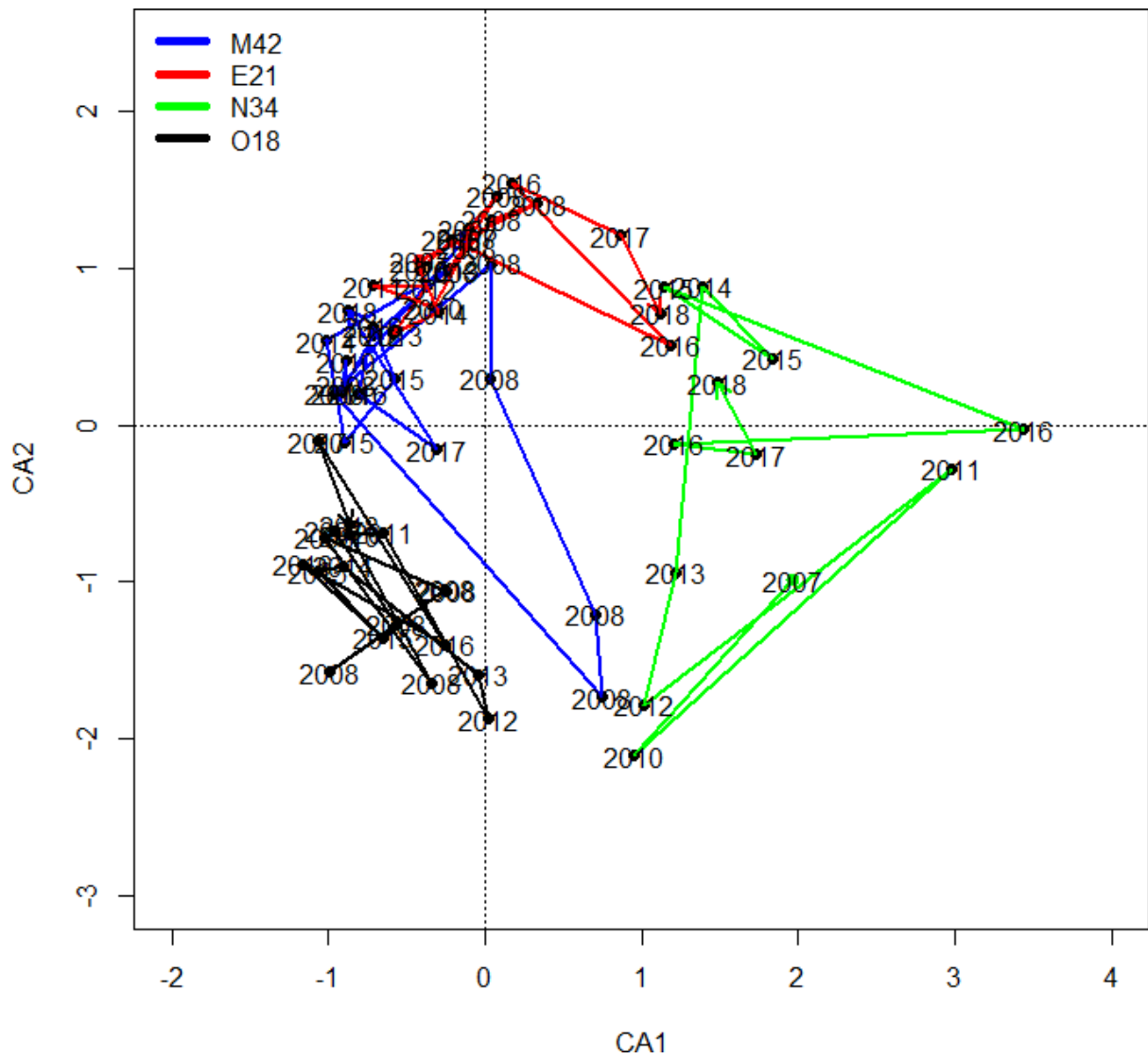
Tabell 1. Översikt över harmonisering av bottenfaunataxa som gjorts på datasetet från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018 för att minska skillnader mellan år när olika namn har använts, eller taxa identifierats till olika nivåer

Original	Harmoniserat	kommentar
Alla Chironomidae (18 taxa + högre nivåer)	Chironomidae	
<i>Baetis vernus</i>	<i>Baetis vernus</i> gr.	
Collembola	[exkluderat]	Zooplankton
<i>Gammarus</i>	<i>Gammarus pulex</i>	27 observationer av <i>Gammarus pulex</i> , 1 observation på släktnivå. Antas vara <i>G. pulex</i> .
<i>Glossiphonia complanata</i>	Glossiphonia	Många identifierande endast till släkt.
<i>Glossiphonia concolor</i>	Glossiphonia	Många identifierande endast till släkt.
<i>Hydraena gracilis</i>	Hydraena	Bara en observation på artnivå.
<i>Hydropsyche</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	
<i>Leptophlebia marginata</i>	<i>Leptophlebia</i>	Bara en på artnivå.
<i>Micropterna sequax</i>	<i>Micropterna</i>	Bara en på artnivå.
<i>Nemoura cinerea</i>	<i>Nemoura</i>	De flesta släktnivå.
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	<i>Oreodytes</i>	
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	<i>Oulimnius</i>	
Pisces	[exkluderat]	Fisk
<i>Planorbis planorbis</i>	<i>Planorbis</i>	
<i>Radix balthica</i>	<i>Radix</i>	Övervägande <i>R. balthica</i>
<i>Rhyacophila fasciata</i>	<i>Rhyacophila</i>	Många identifierande endast till släkt.
<i>Rhyacophila nubila</i>	<i>Rhyacophila</i>	Många identifierande endast till släkt.
<i>Sialis lutaria</i>	<i>Sialis lutaria</i> -group	
<i>Velia caprai</i>	<i>Velia</i>	En observation på artnivå, en på släktnivå

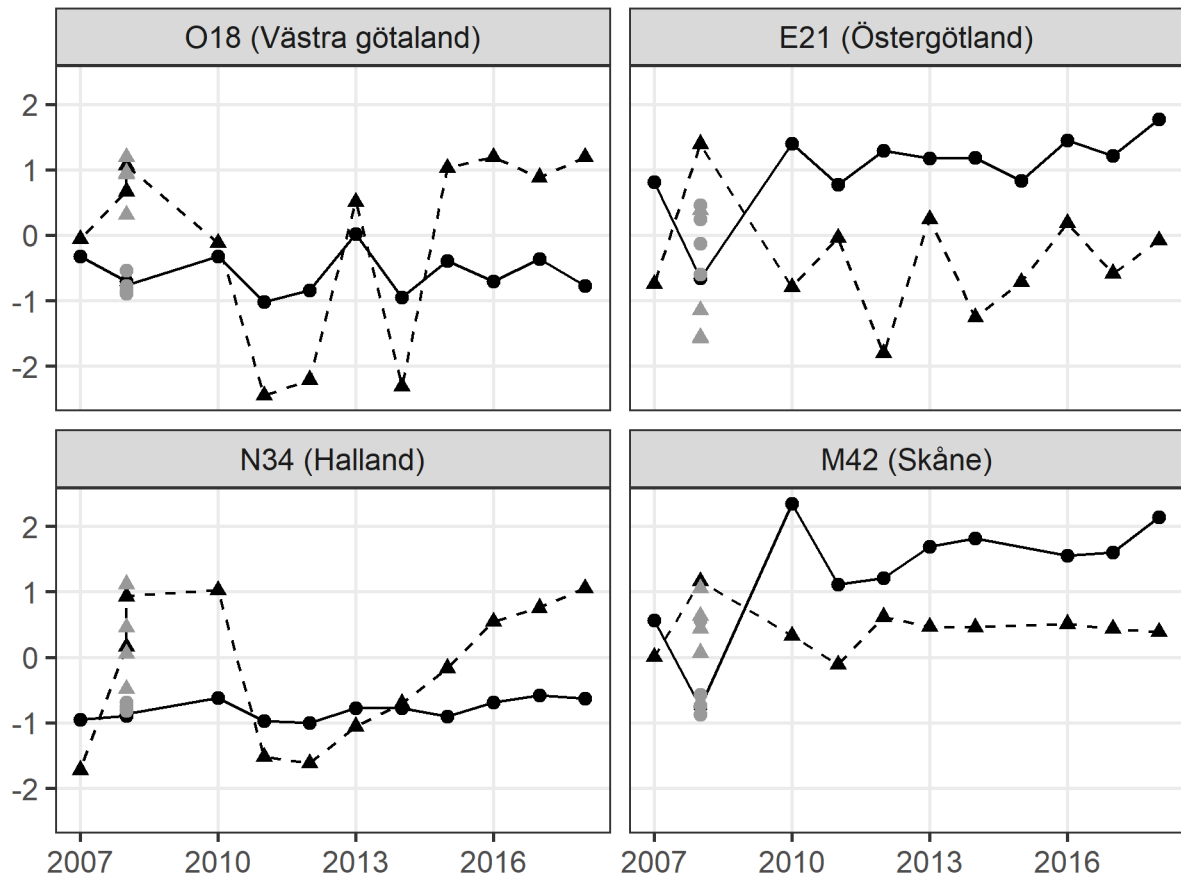
## Bilaga 2 – Ordinationer, påverkansindex och suspenderat material



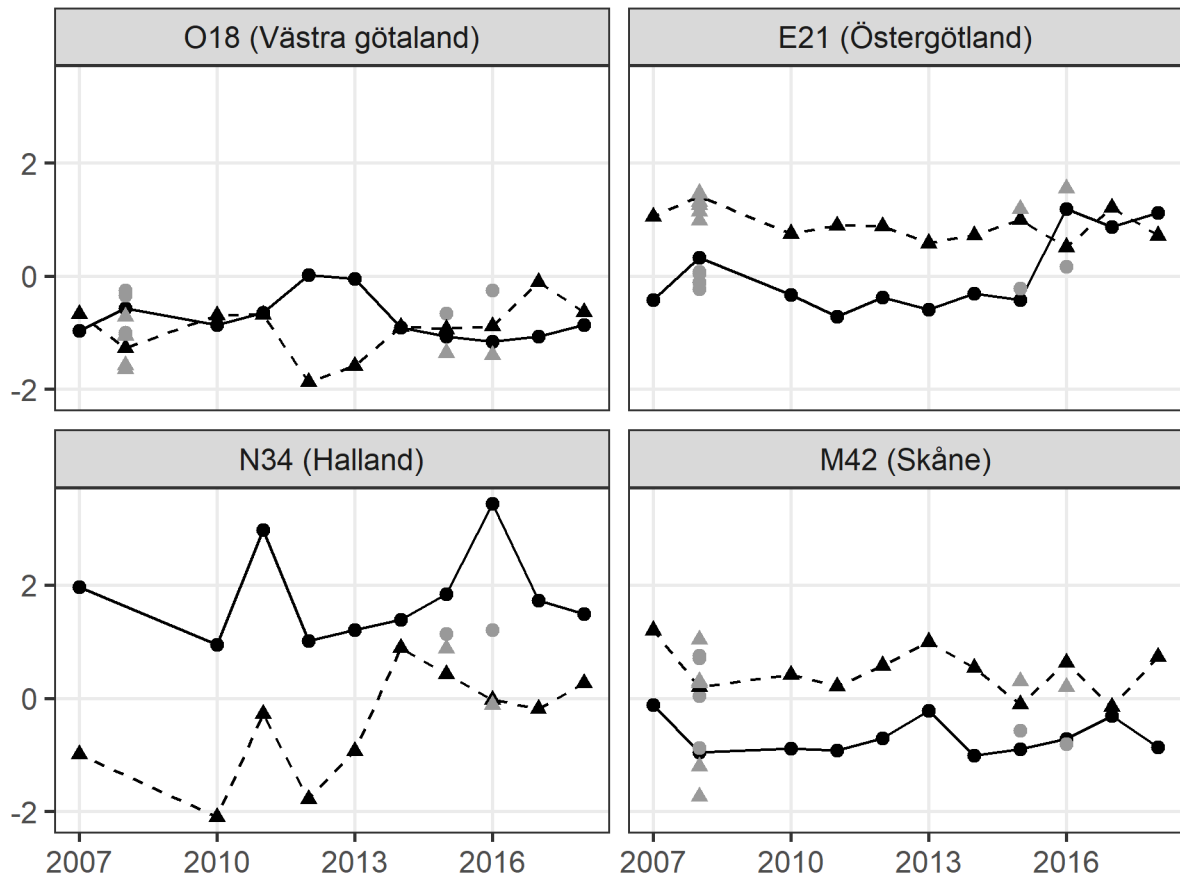
Figur 1. Ordinationsdiagram från CA-analys (*Correspondence analysis*) av bottenfauna från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018.



Figur 2. Ordinationsdiagram från CA-analys (*Correspondence analysis*) av kiselalger från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018.



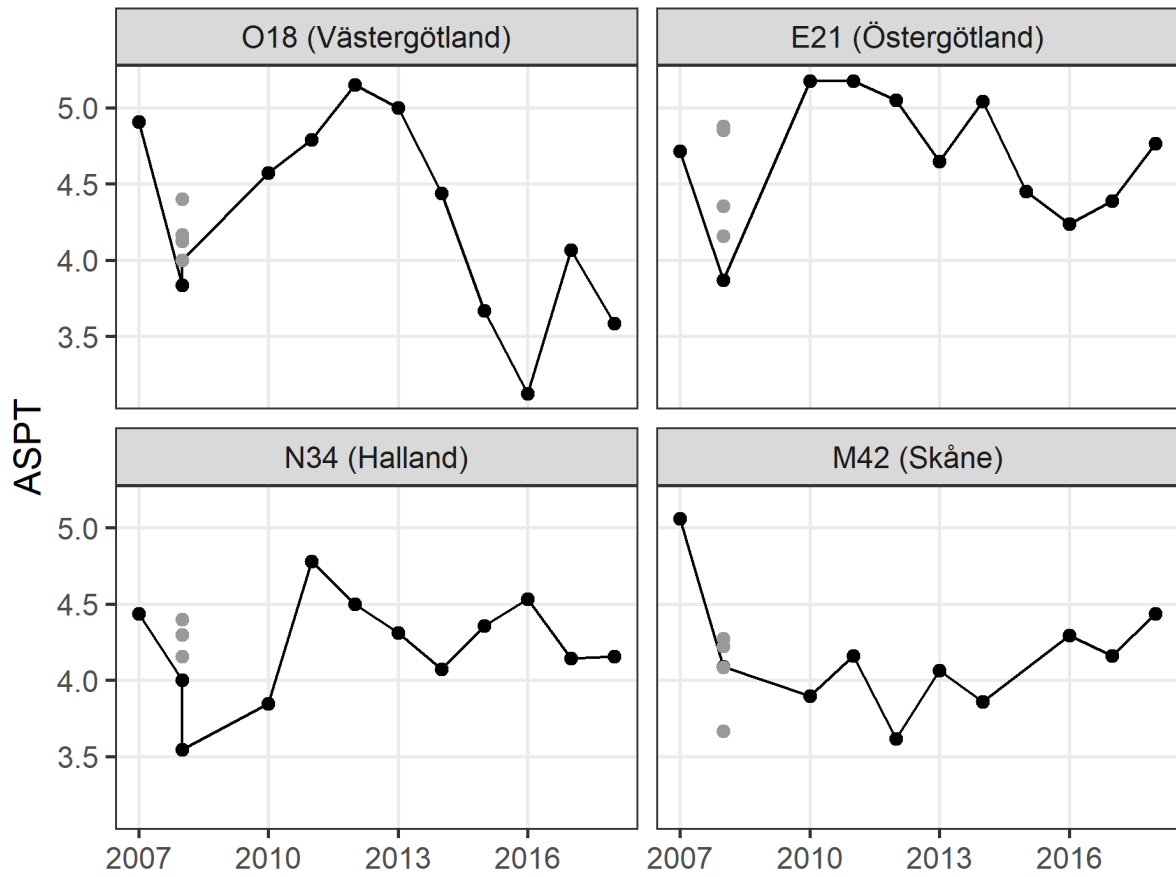
Figur 3. Bottenfaunaprover från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provernas position i en ordination (CA). Cirklar visar position längst första axeln (CA1) och trianglar position längs andra axeln (CA2). Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar /trianglar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar /trianglar.



Figur 4. Kiselalgsprover från de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018, provernas position i en ordination (CA). Cirklar visar position längst första axeln (CA1) och trianglar position längs andra axeln (CA2). Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar /trianglar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa cirklar /trianglar.

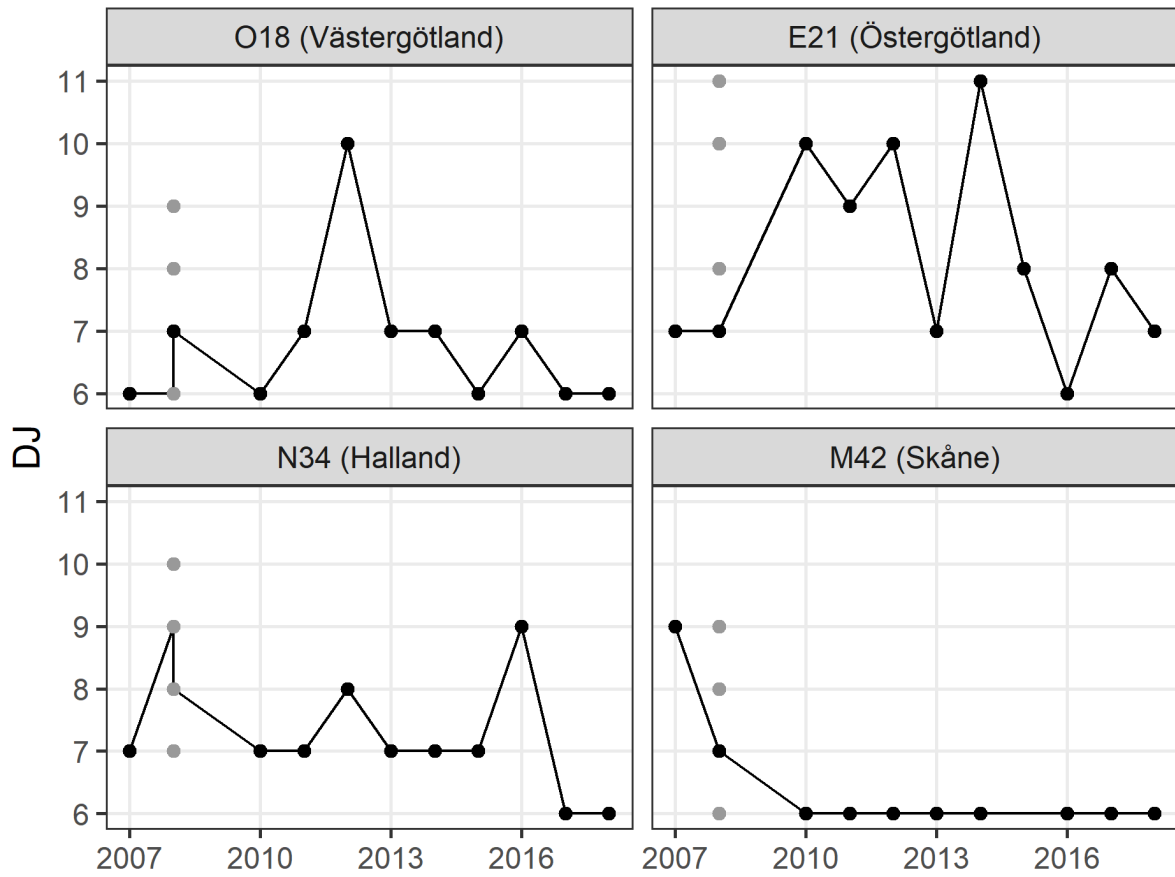
Tabell 1. Klassificering av samtliga prov från de fyra jordbruksbäckarna under åren 2007–2018. Klasser för bottenfaunaindexen ASPT och DJ, och påväxtalgsindexen IPS, TDI och %PT enligt föreskrifter (HaV, 2019) och vägledning (HaV 2018). ASPT indikerar allmän ekologisk påverkan, DJ näringspåverkan, IPS påverkan från näringsämnen och lättnedbrytbar organisk förorening, TDI näringspåverkan och %PT påverkan från lättnedbrytbar organisk förorening

Lokal	År	Månad	ASPT-klass	DJ-klass	IPS-klass	TDI-klass	PT-klass
O18	2007	10	Hög	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
O18	2008	9	God	Måttlig	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
O18	2008	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
O18	2010	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
O18	2011	11	God	Måttlig	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
O18	2012	11	Hög	Hög	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
O18	2013	11	Hög	Måttlig	Otillfredsställande	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
O18	2014	10	God	Måttlig	Otillfredsställande	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
O18	2015	10	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
O18	2016	10	Måttlig	Måttlig	God	Stark/Mycket Stark	Betydande
O18	2017	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
O18	2018	9	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
E21	2007	10	God	Måttlig	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2008	9	God	Måttlig	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2008	10	-	-	God	Svag/Betydande	Svag/Försumbar
E21	2010	10	Hög	Hög	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2011	11	Hög	Hög	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2012	11	Hög	Hög	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2013	11	God	Måttlig	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2014	10	Hög	Hög	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
E21	2015	10	God	God	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
E21	2016	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Svag/Betydande	Stark
E21	2017	10	God	God	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
E21	2018	9	God	Måttlig	Måttlig	Svag/Betydande	Betydande
N34	2007	10	God	Måttlig	Måttlig	Svag/Betydande	Stark
N34	2008	9	Måttlig	God	-	-	-
N34	2008	10	God	Hög	-	-	-
N34	2010	10	God	Måttlig	Otillfredsställande	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
N34	2011	11	God	Måttlig	God	Försumbar	Betydande
N34	2012	11	God	God	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
N34	2013	11	God	Måttlig	Måttlig	Svag/Betydande	Mycket stark
N34	2014	10	God	Måttlig	God	Svag/Betydande	Svag/Försumbar
N34	2015	10	God	Måttlig	God	Svag/Betydande	Svag/Försumbar
N34	2016	10	God	Hög	Hög	Försumbar	Svag/Försumbar
N34	2017	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Svag/Betydande	Stark
N34	2018	9	God	Otillfredsställande	God	Svag/Betydande	Betydande
M42	2007	11	Hög	Hög	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
M42	2008	9	God	Måttlig	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
M42	2008	10	-	-	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
M42	2010	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
M42	2011	11	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Stark
M42	2012	11	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Betydande
M42	2013	11	God	Otillfredsställande	Måttlig	Svag/Betydande	Svag/Försumbar
M42	2014	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
M42	2015	10	-	-	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
M42	2016	10	God	Otillfredsställande	Måttlig	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar
M42	2017	10	God	Otillfredsställande	Otillfredsställande	Stark/Mycket Stark	Mycket stark
M42	2018	9	God	Otillfredsställande	God	Stark/Mycket Stark	Svag/Försumbar

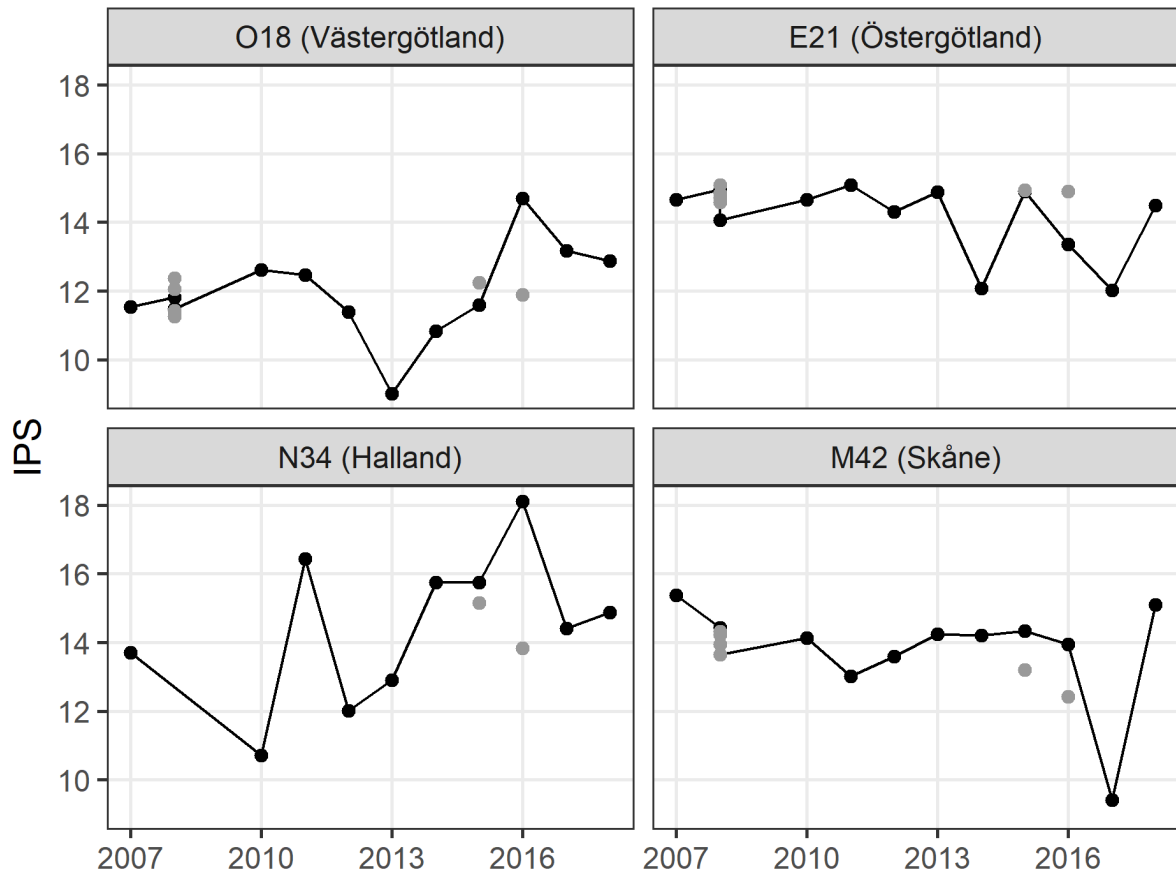


Figur 5. ASPT-värden för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta cirklar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa prickar.

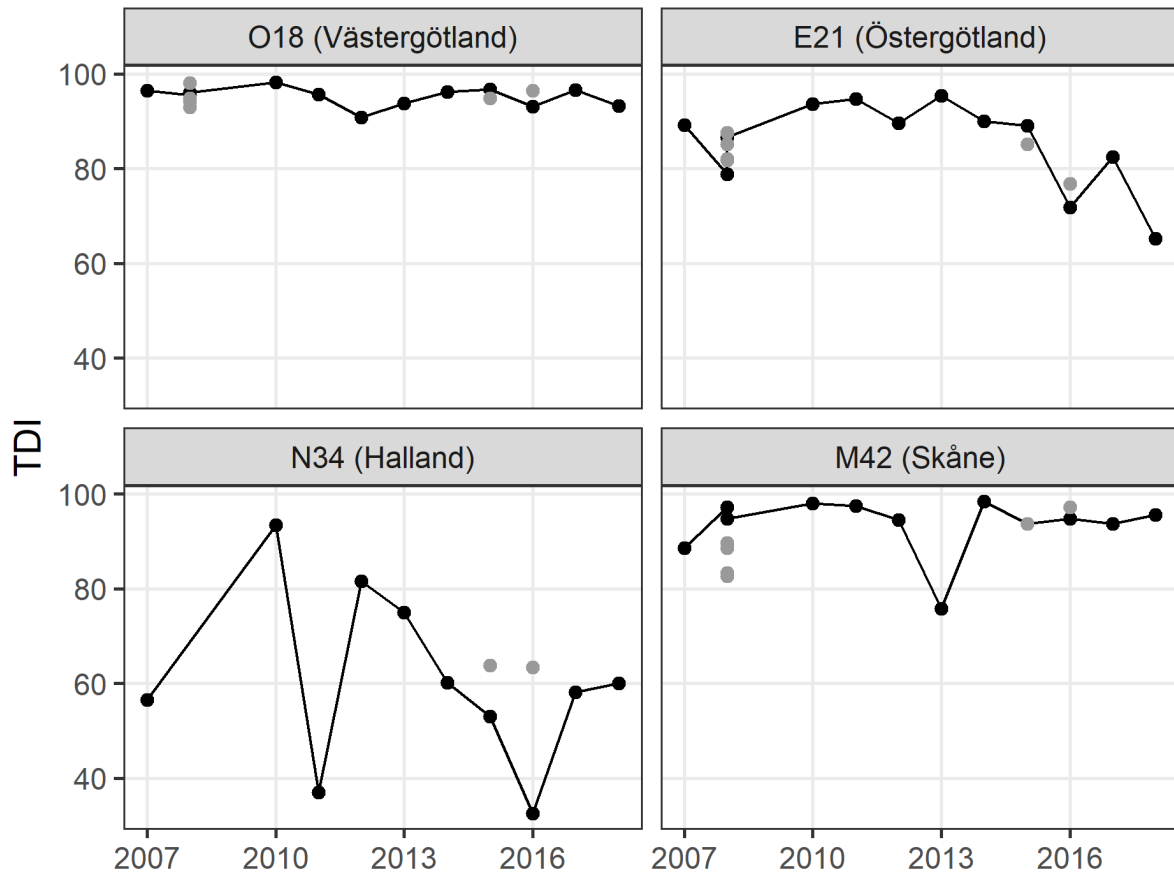




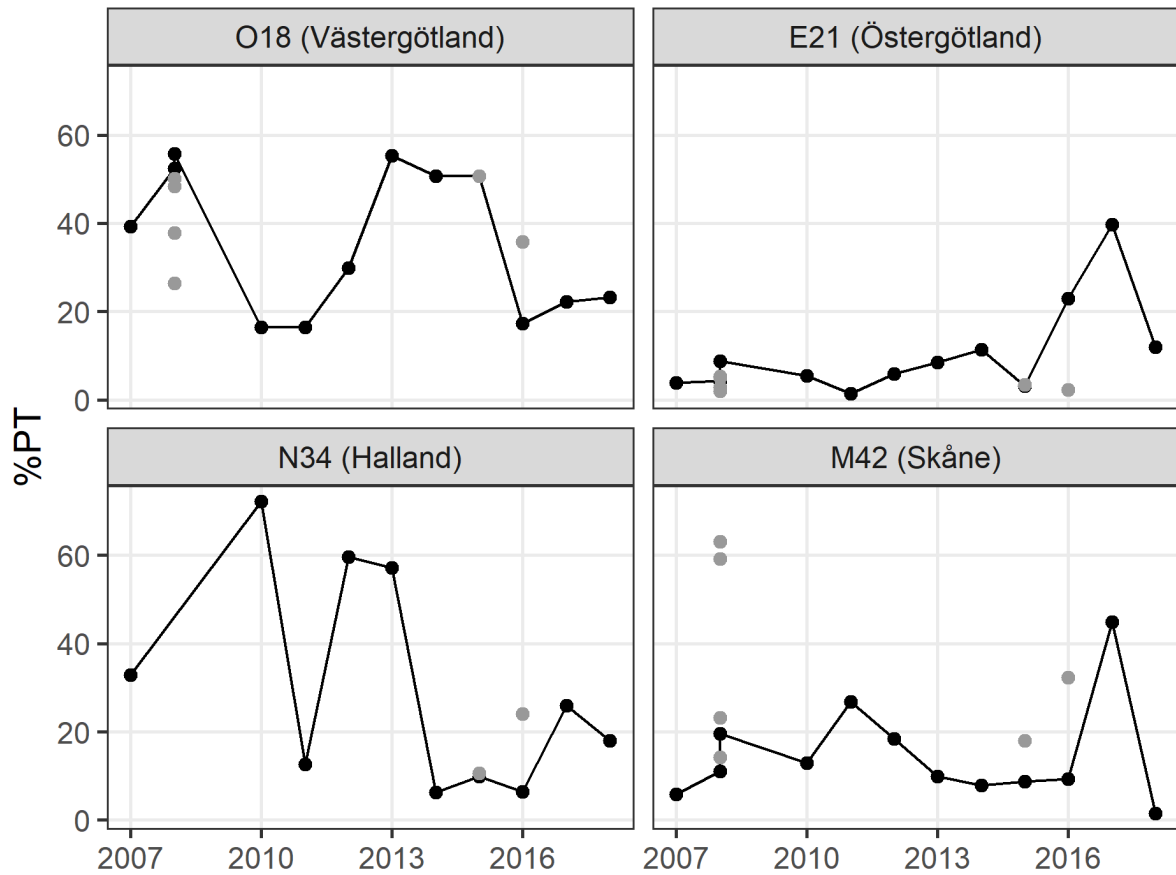
Figur 6. DJ-värden för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta prickar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa prickar.



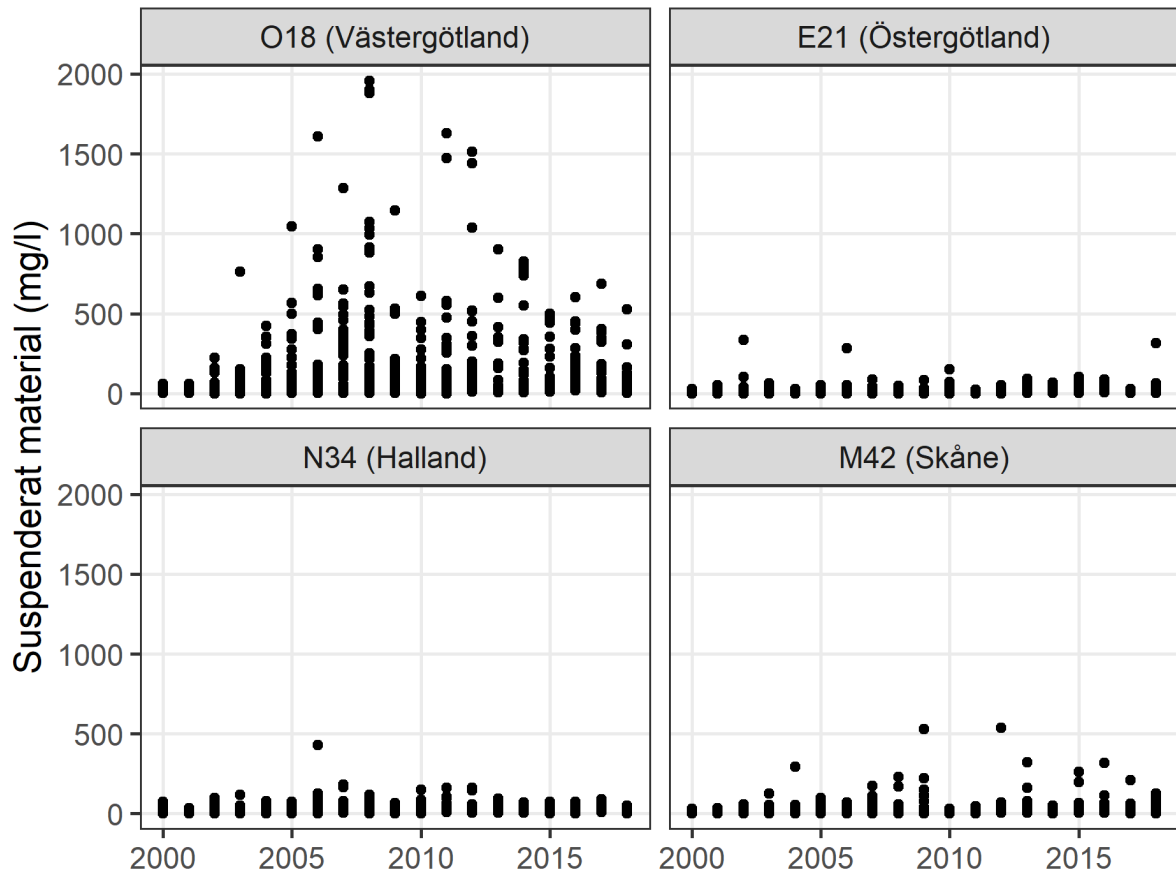
Figur 7. IPS-värden för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta prickar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa prickar. Låga värden indikerar påverkan av näringsämnen och lättnedbrytbara organiska föreningar.



Figur 8. TDI-värden för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta prickar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa prickar. Höga värden indikerar påverkan av näringsämnen.



Figur 9. Andel kiselalger klassificerade som toleranta mot lättnedbrytbar organisk förening (%PT) för de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2007–2018. Provtagningar utförda på hösten är markerade med svarta prickar och provtagningar utförda på våren eller sommaren med gråa prickar. Höga värden indikerar påverkan av lättnedbrytbara organiska föreningar.



Figur 10. Suspenderat material i de fyra jordbruksbäckarna under perioden 2000–2018. Data från Datavärdskap Jordbruksmark (2019).

## Bilaga 3 – Indikatorvärden för SPEAR

Tabell 1. Bottenfaunataxa med indikatorvärden för SPEAR-indexet. Taxonomisk information kommer från Dyntaxa och indikatorvärden och taxa-egenskaper från Indicate (<http://www.systemecology.eu/indicate/>). Listan innehåller de 540 taxa som finns med i tabell 4.7 i Hav 2019. Indikatorvärden: 0=tolerant, 1=känslig, NA=Exkluderas från indexberäkning. En mer utförlig tabell kan laddas ned från [www.slu.se/CKB](http://www.slu.se/CKB).

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde	Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
225943	Acentrella lapponica	1	100407	Astacus astacus	NA
1002431	Acilius	0	2001307	Athericidae	1
2000657	Acroloxidae	0	100412	Atherix ibis	1
106607	Acroloxus lacustris	0	1001918	Athripsodes	0
206486	Adicella reducta	0	206487	Athripsodes albifrons	0
1002312	Aeshna	0	206488	Athripsodes aterrimus	0
208287	Aeshna grandis	0	206489	Athripsodes cinereus	0
2000872	Aeshnidae	0	206490	Athripsodes commutatus	0
1002424	Agabus	0	2000865	Baetidae	1
1001847	Agapetus	1	1006960	Baetis	1
1001848	Agraylea	1	225945	Baetis buceratus	1
206363	Agrypneta crassicornis	1	6009714	Baetis fuscatus/scambus	1
1001872	Agrypnia	1	225948	Baetis liebenauae	1
1006957	Ameletus	1	6009713	Baetis macani/bundyae	1
225942	Ameletus inopinatus	1	225944	Baetis muticus	1
1006987	Amphinemura	0	225950	Baetis rhodani	1
226009	Amphinemura borealis	0	225952	Baetis subalpinus	1
226010	Amphinemura standfussi	0	225954	Baetis vernus	1
226011	Amphinemura sulcicollis	0	106611	Bathymphalus contortus	0
1001890	Anabolia	1	1006982	Batrachobdella	0
1002444	Anacaena	0	1001909	Beraea	1
106608	Ancylus fluviatilis	0	102885	Beraea maura	1
1006649	Anisus	0	206475	Beraea pullata	1
106610	Anisus vortex	0	2001200	Beraeidae	1
100295	Anisus vorticulus	0	100475	Beraeodes minutus	1
5000022	Annelida	NA	1002441	Berosus	0
1005153	Anodonta	0	1004933	Bithynia	0
6009711	Anodonta/Pseudanodonta	0	100482	Bithynia leachii	0
1001884	Apatania	1	106653	Bithynia tentaculata	0
2000945	Aphelocheiridae	0	2000582	Bithyniidae	0
226118	Aphelocheirus aestivalis	0	4000057	Bivalvia	0
100369	Aplexa hypnorum	0	2001195	Brachycentridae	1
206362	Arctopsyche ladogensis	0	206380	Brachycentrus subnubilus	1
226012	Arcynopteryx compacta	1	2001303	Brachycera	NA
1009452	Argulus	NA	100502	Brachycercus harrisella	1
219030	Argyroneta aquatica	NA	1006989	Brachyptera	1
225978	Arthroplea congener	1	100505	Brachyptera braueri	1
2001595	Asellidae	0	226013	Brachyptera risi	1
233396	Asellus aquaticus	0	208294	Brachytron pratense	0
2001557	Astacidae	NA	100507	Branchinecta paludosa	NA

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
2000860	Caenidae	1
1006966	Caenis	1
225965	Caenis horaria	1
225966	Caenis lactea	1
225967	Caenis luctuosa	1
102881	Caenis macrura	1
225969	Caenis rivulorum	1
225970	Caenis robusta	1
2000867	Calopterygidae	1
1002302	Calopteryx	1
208262	Calopteryx splendens	1
208263	Calopteryx virgo	1
1006990	Capnia	1
2000885	Capniidae	1
226017	Capnopsis schilleri	1
225955	Centroptilum luteolum	1
1001919	Ceraclea	0
206491	Ceraclea albimacula	0
206492	Ceraclea annulicornis	0
206493	Ceraclea dissimilis	0
102886	Ceraclea excisa	0
206495	Ceraclea fulva	0
206496	Ceraclea nigronevosa	0
206497	Ceraclea perplexa	0
206498	Ceraclea senilis	0
2001301	Ceratopogonidae	0
206355	Ceratopsyche nevae	0
206356	Ceratopsyche silfvenii	0
1002454	Cercyon	0
1002442	Chaetarthria	0
6000559	Chaetopterygini	1
1013477	Chaoborus	1
206354	Cheumatopsyche lepida	0
206334	Chimarra marginata	1
2001302	Chironomidae	0
1009301	Chironomus	0
2000882	Chloroperlidae	1
2001102	Chrysomelidae	0
2001031	Clambidae	0
6009715	Cloeon dipterum/inscriptum	0
6009716	Cloeon simile-group	0
1002309	Coenagrion	1
208274	Coenagrion hastulatum	1
2000870	Coenagrionidae	1
3000181	Coleoptera	0

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
1002427	Colymbetes	0
208298	Cordulegaster boltonii	0
2000874	Cordulegastridae	0
208299	Cordulia aenea	0
2000875	Corduliidae	0
2000943	Corixidae	0
2001676	Corophiidae	NA
102887	Crunoecia irrorata	1
4000076	Crustacea	NA
2001298	Culicidae	NA
2001107	Curculionidae	0
1002806	Cyphon	0
1001862	Cyrnus	1
206341	Cyrnus crenaticornis	1
206342	Cyrnus flavidus	1
206343	Cyrnus insolutus	1
206344	Cyrnus trimaculatus	1
2000164	Dendrocoelidae	0
1002418	Deronectes	0
226002	Dina lineata	0
226018	Dinocras cephalotes	1
3000191	Diptera	NA
1006993	Diura	1
226019	Diura bicaudata	1
226020	Diura nanseni	1
1014057	Dixa	1
2001321	Dolichopodidae	0
1003409	Donacia	0
106634	Dreissena polymorpha	0
2001039	Dryopidae	0
1002861	Dryops	0
2000163	Dugesiiidae	0
2001012	Dytiscidae	0
1002432	Dytiscus	0
100880	Ecclisopteryx dalecarlica	1
2001184	Ecnomidae	1
206340	Ecnomus tenellus	1
2001038	Elmidae	0
105077	Elmis aenea	0
1002804	Elodes	0
2001319	Empididae	0
208279	Enallagma cyathigerum	1
1002447	Enochrus	0
1006969	Ephemera	0
225975	Ephemera danica	0

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
102883	Ephemera glaucops	0
225977	Ephemera vulgata	0
1006967	Ephemerella	0
225971	Ephemerella aurivillii	0
225972	Ephemerella mucronata	0
2000862	Ephemerellidae	0
2000859	Ephemeridae	0
3000171	Ephemeroptera	1
2001371	Ephydriidae	NA
1000353	Eristalis	0
206499	Erotosis baltica	0
1006746	Erpobdella	0
225484	Erpobdella octoculata	0
226003	Erpobdella testacea	0
2000557	Erpobdellidae	0
1007291	Erythromma	1
208271	Erythromma najas	1
100922	Esolus angustatus	0
106614	Galba truncatula	0
100988	Gammaracanthus lacustris	NA
2001688	Gammaridae	0
1009327	Gammarus	0
234368	Gammarus lacustris	0
234369	Gammarus pulex	0
4000055	Gastropoda	0
2000939	Gerridae	0
1006984	Glossiphonia	0
226004	Glossiphonia complanata	0
6009712	Glossiphonia/Batracobdella	0
2000555	Glossiphoniidae	0
1001846	Glossosoma	1
206297	Glossosoma intermedium	1
2001190	Glossosomatidae	1
206411	Glyptotaelius pellucidus	0
206472	Goera pilosa	1
2001193	Goeridae	1
2000873	Gomphidae	0
102921	Gomphus vulgatissimus	0
1001895	Grammotaulius	1
1002430	Graphoderus	0
1002415	Graptodytes	0
1006643	Gyraulus	0
106615	Gyraulus acronicus	0
106616	Gyraulus albus	0
101018	Gyraulus crista	0

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
101019	Gyraulus laevis	0
101020	Gyraulus riparius	0
2001013	Gyrinidae	0
1002434	Gyrinus	0
225483	Haemopsis sanguisuga	0
1001901	Halesus	1
2001010	Haliplidae	0
226006	Helobdella stagnalis	0
1002446	Helochares	0
2001017	Helophoridae	0
1002437	Helophorus	0
225481	Hemiclepsis marginata	0
3000177	Hemiptera	NA
225980	Heptagenia dalecarlica	1
225983	Heptagenia sulphurea	1
2000861	Heptageniidae	1
106618	Hippeutis complanatus	0
3000109	Hirudinida	0
2000556	Hirudinidae	0
101076	Hirudo medicinalis	0
1001863	Holocentropus	1
206345	Holocentropus dubius	1
206346	Holocentropus insignis	1
206347	Holocentropus picicornis	1
206348	Holocentropus stagnalis	1
1002429	Hydaticus	0
206463	Hydatophylax infumatus	1
6004835	Hydrachnidae	0
1002484	Hydraena	0
2001024	Hydraenidae	0
1004953	Hydrobia	0
2000585	Hydrobiidae	0
1002449	Hydrobius	0
2001019	Hydrochidae	0
1002439	Hydrochus	0
1002409	Hydroglyphus	0
1007035	Hydrometra	0
2000938	Hydrometridae	0
2001021	Hydrophilidae	0
1002413	Hydroporus	0
206357	Hydropsyche angustipennis	0
101098	Hydropsyche contubernalis	0
206359	Hydropsyche pellucidula	0
101099	Hydropsyche saxonica	0
206361	Hydropsyche siltalai	0



Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
2001185	Hydropsychidae	0
1001849	Hydroptila	1
2001191	Hydroptilidae	1
2003990	Hygrobiidae	0
1002411	Hygrotus	0
103580	Hyphydrus ovatus	0
101132	Ibisia marginata	1
1002425	Ilybius	0
101135	Ilyocoris cimicoides	0
206385	Ironoquia dubia	0
1002311	Ischnura	1
101147	Isogenus nubecula	1
1006995	Isoperla	1
226023	Isoperla grammatica	1
101148	Isoptena serricornis	1
1001850	Ithytrichia	1
225981	Kageronia fuscogrisea	1
101063	Kageronia orbiticola	1
1002445	Laccobius	0
1002428	Laccophilus	0
3000188	Lepidoptera	NA
206384	Lepidostoma hirtum	1
2001196	Lepidostomatidae	1
1008238	Lepidurus	NA
101190	Lepidurus apus	NA
101191	Lepidurus arcticus	NA
2001198	Leptoceridae	0
102905	Leptocerus tineiformis	0
1006975	Leptophlebia	0
225986	Leptophlebia marginata	0
225987	Leptophlebia vespertina	0
2000863	Leptophlebiidae	0
1002303	Lestes	0
2000868	Lestidae	0
1002324	Leucorrhinia	0
1006996	Leuctra	1
226025	Leuctra digitata	1
226026	Leuctra fusca	1
226027	Leuctra hippopus	1
226028	Leuctra nigra	1
2000886	Leuctridae	1
1002325	Libellula	0
2000876	Libellulidae	0
1002485	Limnebius	0
2001194	Limnephilidae	1

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
1001897	Limnephilus	1
105080	Limnius volckmari	0
2001277	Limoniidae	0
1002422	Liopterus	0
106619	Lymnaea stagnalis	0
2000658	Lymnaeidae	0
1001858	Lype	1
206335	Lype phaeopa	1
206336	Lype reducta	1
101268	Margaritifera margaritifera	0
101269	Marstoniopsis insubrica	0
1007033	Mesovelia	0
2000936	Mesoveliidae	0
1006977	Metretopus	1
225991	Metretopus alter	1
225992	Metretopus borealis	1
1001880	Micrasema	1
206381	Micrasema gelidum	1
206382	Micrasema setiferum	1
1002805	Microcara	0
1001903	Micropterna	0
206464	Micropterna lateralis	0
206465	Micropterna sequax	0
1007036	Microvelia	0
1001915	Molanna	1
101338	Molanna albicans	1
206482	Molanna angustata	1
206483	Molanna nigra	1
101339	Molanna submarginalis	1
2001199	Molannidae	1
206485	Molannodes tinctus	1
5000023	Mollusca	NA
233408	Monoporeia affinis	NA
2001373	Muscidae	0
106635	Musculium lacustre	0
264135	Mysis relicta	NA
1001922	Mystacides	0
206501	Mystacides azurea	0
6009719	Mystacides longicornis/nigra	0
101367	Myxas glutinosa	0
2000944	Naucoridae	0
1002420	Nebrioporus	0
5000021	Nematoda	NA
5000017	Nematomorpha	NA
206457	Nemotaulius punctatolineatus	1

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
1006997	Nemoura	0
226030	Nemoura avicularis	0
226031	Nemoura cinerea	0
226033	Nemoura flexuosa	0
2000884	Nemouridae	0
226035	Nemurella pictetii	0
261293	Nepa cinerea	0
2000942	Nepidae	0
2000577	Neritidae	0
206349	Neureclipsis bimaculata	1
3000185	Neuroptera	NA
225961	Nigrobaetis digitatus	1
225962	Nigrobaetis niger	1
101407	Normandia nitens	0
2001011	Noteridae	0
1002405	Noterus	0
206478	Notidobia ciliaris	0
1007054	Notonecta	0
2000946	Notonectidae	0
1002483	Ochthebius	0
3000172	Odonata	0
2001202	Odontoceridae	1
101435	Odontocerum albicorne	1
1001923	Oecetis	0
102906	Oecetis furva	0
206505	Oecetis lacustris	0
206506	Oecetis notata	0
206507	Oecetis ochracea	0
206508	Oecetis testacea	0
3000107	Oligochaeta	0
206372	Oligostomis reticulata	0
1001875	Oligotricha	1
206373	Oligotricha lapponica	1
206374	Oligotricha striata	1
101817	Omphiscola glabra	0
208297	Onychogomphus forcipatus	0
101461	Ophiogomphus cecilia	0
103705	Orectochilus villosus	0
1002416	Oreodytes	0
1002326	Orthetrum	0
1001851	Orthotrichia	1
1002857	Oulimnius	0
105079	Oulimnius troglodytes	0
105078	Oulimnius tuberculatus	0
1001852	Oxyethira	1

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
233833	Pacifastacus leniusculus	NA
233571	Pallaseopsis quadrispinosa	0
225984	Paracinygmula joenensis	1
1006976	Paraleptophlebia	0
1006979	Parameletus	1
2001278	Pediciidae	NA
1014073	Pericoma	0
2000881	Perlidae	1
226036	Perlodes dispar	1
2000880	Perlodidae	1
206458	Phacopteryx brevipennis	1
1013727	Phalacrocera	NA
2001189	Philopotamidae	1
206331	Philopotamus montanus	1
1001876	Phryganea	1
206375	Phryganea bipunctata	1
206376	Phryganea grandis	1
2001197	Phryganeidae	1
106621	Physa fontinalis	0
2000659	Physidae	0
225478	Piscicola geometra	0
2000554	Piscicolidae	0
1005133	Pisidium	0
2000162	Planariidae	0
106624	Planorbarius corneus	0
2000660	Planorbidae	0
1006660	Planorbis	0
103633	Platambus maculatus	0
1003410	Plateumaris	0
2000869	Platycnemididae	0
208269	Platycnemis pennipes	0
6009717	Platycnemis pennipes/Pyrrhosoma nymphula	NA
5000007	Platyhelminthes	NA
101597	Plea minutissima	0
3000174	Plecoptera	1
1001865	Plectrocnemia	1
2000947	Pleididae	0
101614	Polyartemia forcipata	NA
2001187	Polycentropodidae	1
1001866	Polycentropus	1
206352	Polycentropus flavomaculatus	1
206353	Polycentropus irroratus	1
1002414	Porhydrus	0
1001905	Potamophylax	1

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
1004955	Potamopyrgus	0
1002807	Prionocyphon	0
225963	Procloeon bifidum	1
1007000	Protonemura	0
226037	Protonemura meyeri	0
1006716	Pseudanodonta	0
2001288	Psychodidae	0
206337	Psychomyia pusilla	1
2001188	Psychomyiidae	1
1006898	Ptychoptera	0
208270	Pyrrhosoma nymphula	1
1006662	Radix	0
106629	Radix balthica	0
226082	Ranatra linearis	0
1002426	Rhantus	0
101707	Rhithrogena germanica	1
1001845	Rhyacophila	1
206294	Rhyacophila fasciata	1
206295	Rhyacophila nubila	1
206296	Rhyacophila obliterated	1
2001192	Rhyacophilidae	1
101719	Riolus cupreus	0
1002419	Scarodytes	0
2001360	Sciomyzidae	NA
1002808	Scirtes	0
2001033	Scirtidae	0
101765	Segmentina nitida	0
1001877	Semblis	1
101767	Semblis atrata	1
101768	Semblis phalaenoides	1
206479	Sericostoma personatum	0
2001201	Sericostomatidae	0
225973	Serratella ignita	0
1001924	Setodes	0
206509	Setodes argentipunctellus	0
2001111	Sialidae	1
1007003	Sialis	1
226040	Sialis fuliginosa	1
226041	Sialis lutaria	1
6009718	Sialis lutaria-group	1
206473	Silo pallipes	0
2001300	Simuliidae	0
2000864	Siphonuridae	1
1006980	Siphonurus	1
225996	Siphonurus aestivalis	1

Taxon-id	Vetenskapligt namn	Indikatorvärde
225997	Siphonurus alternatus	1
101785	Siphonurus armatus	1
225999	Siphonurus lacustris	1
226038	Siphonoperla burmeisteri	1
1007008	Sisyra	NA
1002322	Somatochlora	0
208300	Somatochlora metallica	0
2001020	Spercheidae	0
1002440	Spercheus	0
2000729	Sphaeriidae	0
1005134	Sphaerium	0
1006663	Stagnicola	0
106631	Stagnicola corvus	0
106633	Stagnicola palustris	0
101823	Stenelmis canaliculata	0
206471	Stenophylax permistus	1
1002421	Stictotarsus	0
1002304	Sympecma	0
1002327	Sympetrum	0
2001309	Tabanidae	0
2000883	Taeniopterygidae	1
226039	Taeniopteryx nebulosa	1
101882	Tanymastix stagnalis	NA
106606	Theodoxus fluviatilis	0
1006986	Theromyzon	0
226007	Theromyzon maculosum	0
226008	Theromyzon tessulatum	0
1001860	Tinodes	1
102893	Tinodes pallidulus	1
206339	Tinodes waeneri	1
2001275	Tipulidae	0
1001925	Triaenodes	0
101922	Tricholeiochiton fagesii	1
3000187	Trichoptera	1
206379	Trichostegia minor	1
4000026	Tricladida	0
1013728	Triogma	NA
1005155	Unio	0
2000706	Unionidae	0
1004992	Valvata	0
106658	Valvata cristata	0
101956	Valvata macrostoma	0
101957	Valvata piscinalis	0
101958	Valvata sibirica	0
2000583	Valvatidae	0

<b>Taxon-id</b>	<b>Vetenskapligt namn</b>	<b>Indikatorvärde</b>
226069	Velia caprai	0
101961	Velia saulii	0
2000580	Viviparidae	0
1004993	Viviparus	0
106659	Viviparus contectus	0
106660	Viviparus viviparus	0
1001856	Wormaldia	1
102894	Wormaldia occipitalis	1
206333	Wormaldia subnigra	1
101977	Xanthoperla apicalis	1
1001926	Ylodes	0