



**Analys av befintlig övervakning med avseende på biologisk mångfald
(utredning)**

Av
Leonard Sandin
Sonja Stendera

Department of Environmental Assessment
Swedish University of Agricultural Sciences
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

PM enligt överenskommelse Nr 216 0644 – Specialprojekt – Naturinventeringar – Bottenfauna – Analys av befintlig övervakning med avseende på biologisk mångfald (utredning)

Bakgrund: I och med att det sextonde miljömålet (om biologisk mångfald) beslutats behöver vi få reda på hur väl dagens miljöövervakning av biologiska komponenter i sötvatten klarar av att utvärdera detta miljömål. Är dagens miljöövervakning av sötvatten upplagt på ett sådant sätt att mångfalden och förändringar i denna kan utvärderas och är de metoder vi använder i miljöövervakningen också lämpliga för att mäta och undersöka mångfalden.

Frågeställning:

- Vad kan dagens miljöövervakningsmetoder ge svar på när det gäller biologisk mångfald. Finns det indikatorer (arter, funktionella grupper, index) som kan indikera hög biologisk mångfald.
- Hur skulle vi enkelt kunna utöka dagens miljöövervakningsmetodik och/eller provtagningschema (i tid eller rum) för att få ett bättre mått på mångfalden och eventuella förändringar.
- Om dagens miljöövervakning i sötvatten inte på ett tillfredsställande sätt säger något om den biologiska mångfalden hur kan vi då göra om dagens metod och/eller provtagningschema för att bättre återspegla mångfalden.

Genomförande: Projektet kommer koncentreras på rinnande vatten där det finns mest data som kan svara på frågorna ovan. De data som kan användas är dels de nationella miljöövervakningsdata (Riksinventeringarna 1995 och 2000, samt tidsseriedata från ca 30 vattendrag), data från AQEM projektet (75 vattendrag provtagna vår och höst år 2000) samt STAR projektet där 28 vattendrag provtogs hösten 2002 och våren 2003 med två olika metoder (sparkprov på hårbotten samt ett multihabitatprov på både hård och mjukbotten). I STAR projektet finns också data från Lettland som provtagits enligt ett hierarkiskt schema med 3 prov på en lokal, 3 lokaler i ett vattendrag, 3 vattendrag i ett avrinningsområde och i 3 avrinningsområden. Förutom dataanalysen av

ovanstående dataset kommer även viss litteraturstudie göras för att ytterligare få information om delar av frågeställningen där data är för svagt eller obefintligt för att besvara frågorna ovan.

Provtagningsmetoder bottenfauna

I Sverige finns två metoder beskrivna i Naturvårdsverkets handbok för Miljöövervakning för provtagning av bottenfauna. Dels den s.k. M42 metoden (Bottenfauna i sjöars littoral och i vattendrag - inventering) som används i stor utsträckning i kalkuppföljningen och av en del länsstyrelser, dels den s.k. SIS eller sparkmetoden som används i de nationella referensvattendragen/tidsserierna (Bottenfauna i sjöars littoral och i vattendrag – tidsserier) samt i de två Riksinventeringar (1995 och 2000) som genomförts med avseende på bottenfauna. I Riksinventeringarna har även ett s.k. sökprov tagits, detta är mindre standardiserat och innebär att provtagaren aktivt skall leta efter lämpliga bottenfauna habitat och där försöka fånga så många arter som möjligt. Dessutom finns ytterligare en metod som används av någon länsstyrelse samt ofta i forskningssammanhang, där proverna inte tas med håv utan med en Surberprovtagare, en sorts ram eller låda med ett nät fäst i den sida som är nedströms i provtagningsriktningen. I de två EU projekten AQEM (www.aqem.de) samt STAR (www.eu-star.at) användes ytterligare en metod som kortfattat innebär att proven fördelas över provtagningsytan i förhållande till hur vanlig olika typer av bottensubstrat är (vanligare typer får fler prov). SIS/sparkmetoden samt Surbermetoden är svenska och internationella standarder medan STAR/AQEM metoden är på väg att bli Europeisk standard.

Tabell 1. Bottenfauna provtagningsmetoder

Metod	Provtagare	Ansträngning	Provtagen yta	Habitat	Yta täckt
<i>Spark/SIS</i>	Håv	1 meter * 25 cm* 20 sekunder * 5 prov	1.25 m ²	Hårdbotten/fors	10 meter
<i>M42</i>	Hushållssil på skaft	0.2 m ² * 30 prov * 5 sekunder	6 m ²	50% hårdbotten/fors 50% mjukbotten/sel	50 meter
<i>Surber</i>	Surber	0.04m ² * 10 prov	0.4 m ²	Hårdbotten/fors	10 meter
<i>Sökprov</i>	Håv	10 minuters sök	Varierande	Så varierat som möjligt	Varierande
<i>STAR/AQEM</i>	Håv/Surber	20 prov 25 * 25 cm	1.25 m ²	50% hårdbotten/fors 50% mjukbotten/sel proven tas proportionerligt mot substrattyperna (minst 5% täckning) på lokalen	20-50 meter

Andra provtagnings/inventeringsmetoder av intresse för biologisk mångfald av bottenfauna

Förutom de rena bottenfauna provtagningsmetoderna finns ytterligare ett antal metoder för inventering eller provtagning som kan ge data av värde vid bedömning av om ett vatten hyser en hög biologisk mångfald av bottenfauna. Dessa är t.ex. övervakning av stormusslor (Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning), provfiske efter kräfta i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning), System Aqua (Meddelande 2004:24, Länsstyrelsen i Jönköpings lön), biotopkartering vattendrag (Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning), bedömningsgrunder för hydromorfologi (Meddelande 2006:??, Länsstyrelsen i

Jönköpings län), basinventering av sötvattenshabitat för Natura 2000 (Manual för basinventering av vattendragshabitat), samt kartläggning av värdefulla vattendragmiljöer (Rapport 2004:13, Länsstyrelsen i Västmanlands län, miljöeffektenheten).

Rums och tidsskala

Den stora svårigheten med att på ett bra sätt beskriva den biologiska mångfalden i rinnande vatten har framförallt att göra med vilken rums- och tidsskala man är intresserad av. Vill man ha ett mått på vilken biologisk mångfald som finns i en viss del av ett vattendrag (habitat eller sträcka etc), i vattendraget som helhet, på landskapsnivå, avrinningsområdet eller regionen? Förändringar i tiden kan givetvis också vara av stort intresse och då vill man veta om det finns någon trend (negativ eller positiv) i den förändring som eventuellt skett.

Beskrivning av dataset för analyser

Riksinventeringarna 1995 & 2000

I de två Riksinventeringarna provtogs samma ca 700 vattendrag på höstarna år 1995 och år 2000. Provtagningslokalerna slumpades ut över landet men stratifierat efter vattendragsstorlek (hälften i storleken 15-50 km² och hälften i storleken 50-250 km²) och efter länstillhörighet. Proverna togs med SIS/spark metoden på hårbotten/fors där sådan fanns i det område som skulle provtas. Provtagningskoordinater utgick från närmaste sjö eller vattendrag nedströms och proven skulle sedan tas 100-600 meter uppströms denna punkt. I Riksinventeringen fanns även möjligheten att flytta provtagningspunkten ytterligare uppströms om det i och med detta gick att finna en bättre provtagningslokal. På alla lokaler togs också ett s.k. sökprov enligt ovan där provtagaren mer aktivt letade efter habitat som kunde tänkas hysa en hög diversitet av bottenfauna. I analyserna som gjordes för detta projekt användes enbart data från år 2000.

Nationella intensivvattendrag/ referensvattendrag

I det nationella miljöövervakningsprogrammet finns 15 s.k. intensivvattendrag som provtas med avseende på bottenfauna vår och/eller höst. Dessa är fördelade med sju vattendrag i södra Sverige, sju i den nordöstra barrskogsregionen (norr om Mälaren) och fyra i fjällkedjan. Dessa vattendrag provtas varje höst. Antalet år som provtagits och metoden varierar också mellan SIS/spark, Surber och M42. De nationella referensvattendragen omfattar tjugo vattendrag, elva i södra Sverige, sex

i den nordöstra barrskogsregionen, samt fyra i fjällen. Även dessa vattendrag är provtagna på vår eller höst och med SIS/sparkmetoden.

AQEM projektet

I det EU-finansierade AQEM projektet provtogs 75 vattendrag (60 i norra Sverige och 15 i södra Sverige) vår och höst år 2000. Proven togs med STAR/AQEM metoden och vattendragen var utvalda så att de bildade en påverkansgradient (försurning i norr och eutrofiering i söder).

STAR projektet Sverige

I den Svenska delen av det EU-finansierade STAR projektet provtogs 28 vattendrag i södra Sverige hösten 2003 och våren 2004. Vattendragen var utvalda längs en eutrofieringsgradient och i alla vattendrag togs dels ett SIS/sparkprov samt ett STAR/AQEM prov. I en del vattendrag togs också replikatprov med de två metoderna.

STAR projektet Lettland

I den Lettiska delen av STAR projektet var provtagningsupplägget annorlunda. Här valdes lokaler så att man skulle kunna få ett mått på variation inom och mellan vattendrag och avrinningsområden. Därför valdes tre avrinningsområden med opåverkade vattendrag ut. I varje avrinningsområde tre vattendrag, i varje vattendrag tre provtagningslokaler och på en av de tre provtagningslokalerna togs tre i stället för ett prov. Provtagningen skedde med STAR/AQEM metoden på våren/försommaren 2003.

Bedömning av ekologisk status

I och med införandet av EUs Ramdirektiv för Vatten skall alla vattenförekomster i ett land uppnå ”God ekologisk status” till och med år 2015. I samband med detta har nya bedömningsgrunder för miljö kvalitet med avseende på bottenfauna i sjöar och rinnande vatten tagits fram. I dessa bedömningsgrunder ingår för vattendrag tre olika index som skall indikera ekologisk status. Dessa är DJ indexet (Dahl & Johnson, 2005) vilket består av fem olika delindex: ett mått på diversitet (antal

EPT taxa [dagsländor, bäcksländor och nattsländor]), två mått på komposition (relativt abundans av Crustacea och EPT taxa) och två mått på tolerans (ASPT och Saprobic Index (Zelinka och Marvan 1961)), MISA indexet (Macroinvertebrate Index for Stream Acidity) samt ASPT (Average Score Per Taxon [Naturvårdsverket 1999], DSFI [Danish Stream Fauna Index; Naturvårdsverket 1999], samt antal EPT taxa. DSFI ingick tidigare i bedömningsgrunderna av miljö kvalitet och har föreslagit som ett bra mått även på biologisk mångfald i danska vattendrag.

Index för biologisk mångfald

Det enklaste index på biologisk mångfald som vi använt oss av i denna studie det totala antalet fångade taxa, dessutom har vi inkluderat Shannon-Wieners diversitetsindex som tar hänsyn både till antalet arter/taxa samt jämnheten (evenness) i antalet individer av varje art, indexet ökar när antalet unika arter/taxa ökar samt när jämnheten i antalet individer ökar, Simpsons dominansindex som tar hänsyn dels till antalet arter/taxa samt den relativa abundansen av dessa arter/taxa. Detta index representerar sannolikheten för att två slumpvis dragna individer från ett prov skall tillhöra samma art. Indexet sträcker sig från 0 (ingen/låg diversitet) till 1 (hög diversitet). Simpsons diversitet index eller reciprokal index kallas också Hill's index (N_2) och är ett mått på dominans och jämnhet i ett prov. Indexet sträcker sig från 1 (ett artsamhälle vilket består av bara en art) till oändligheten (ett artsamhälle där varje individ tillhör olika arter).

Resultat

Riksinventeringen 2000 (jämförelse håv-sök prov, förhållande till ekologisk statusbedömning)

Riksinventeringsdata användes i denna analys för två olika typer av tester. Dels ville vi veta om de bottenfaunaindex som finns med i Bedömningsgrunderna för Miljö kvalitet gav en indikation på hög biologisk mångfald, dels ville vi se hur många "extra" taxa som fångades om man förutom det normala SIS/sparkprovet också lade till de taxa som fångades med det sökprov som också togs vid provtagningen.

Relationen mellan indexen som finns i bedömningsgrunderna (samt Danskt Fauna Index; DSFI och antalet EPT taxa) undersöktes dels för de tre Illies regionerna i Sverige (de typologi regioner som finns i EUs Ramdirektiv för Vatten) samt för de sex ekoregioner som fanns i tidigare

bedömningsgrunder. Rent generellt fanns en ganska starkt till starkt samband mellan de fyra diversitetsindexen och indexen i Bedömningsrunderna för Miljökvalitet, med undantag för MISA indexet som inte i något fall korrelerade med de fyra diversitetsindexen (Tabell 2, 3 & 4). Av de två övriga indexen i Bedömningsrunderna var för det mesta DJ indexet starkare korrelerat till antalet funna taxa än vad ASPT var, samtidigt förklarade DSFI indexet mer och antalet EPT taxa (inte oväntat) den klart största delen av variation i antalet funna taxa. Se även Figur 1 för några exempel på hur regressionerna mellan de ekologiska indexen och de fyra diversitetsindexen såg ut.

Tabell 2. Korrelationen mellan index i Bedömningsrunderna för Miljökvalitet (samt DSFI och antalet EPT taxa) mot fyra diversitetsindex i Illies region 14 [Centralslätten] stjärnorna anger nivån på p-värdet; * < 0.05; ** < 0.005; * <0.001**

	Antal taxa		Shannon		Simpsons div		Simpson dom	
		**		**				
ASPT	23,4%	*	18,4%	*	15,4%	***	9,5%	***
		**		**				
DJ	31,1%	*	28,8%	*	24,4%	***	16,4%	***
		**		**				
DSFI	41,7%	*	34,1%	*	25,3%	***	21,3%	***
		**		**				
EPT # taxa	76,1%	*	39,9%	*	31,2%	***	20,9%	***
MISA	-0,2%		0,3%		-0,3%		0,8%	

Tabell 3. Korrelationen mellan index i Bedömningsrunderna för Miljökvalitet (samt DSFI och antalet EPT taxa) mot fyra diversitetsindex i Illies region 20 [Boreala höglandet] stjärnorna anger nivån på p-värdet; * < 0.05; ** < 0.005; * <0.001**

	Antal taxa		Shannon		Simpsons div		Simpson dom	
		**		**				
ASPT	17,1%	*	15,2%	*	5,3%	**	11,1%	***
		**		**				
DJ	43,0%	*	47,5%	*	28,1%	***	36,7%	***
		**		**				
DSFI	48,7%	*	39,1%	*	16,0%	***	31,4%	***
		**		**				
EPT # taxa	92,5%	*	43,2%	*	20,9%	***	26,7%	***
MISA	0,0%		-1,0%		-0,9%		-1,0%	

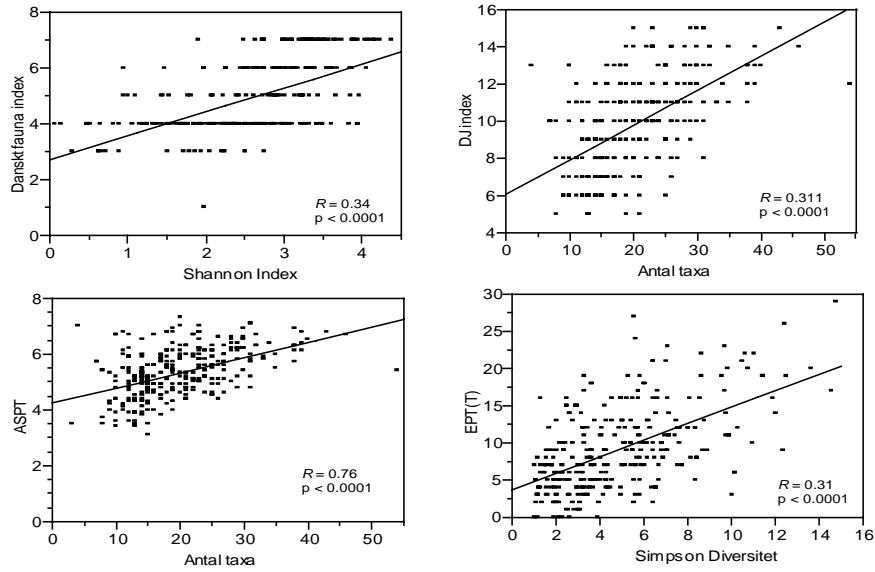
Tabell 4. Korrelationen mellan index i Bedömningsgrunderna för Miljökvalitet (samt DSFI och antalet EPT taxa) mot fyra diversitetsindex i Illies region 22 [Fennoskandiska skölden] stjärnorna anger nivån på p-värdet; * < 0.05; ** < 0.005; * <0.001**

	Antal taxa		Shannon		Simpsons div		Simpson dom	
		**		**				
ASPT	25,5%	*	14,6%	*	5,2%	**	6,0%	***
		**		**				
DJ	25,0%	*	25,1%	*	16,2%	***	15,5%	***
		**		**				
DSFI	35,0%	*	24,5%	*	12,5%	***	13,0%	***
		**		**				
EPT # taxa	85,6%	*	33,5%	*	15,4%	***	13,1%	***
MISA	0,3%		-0,1%		-0,1%		0,1%	

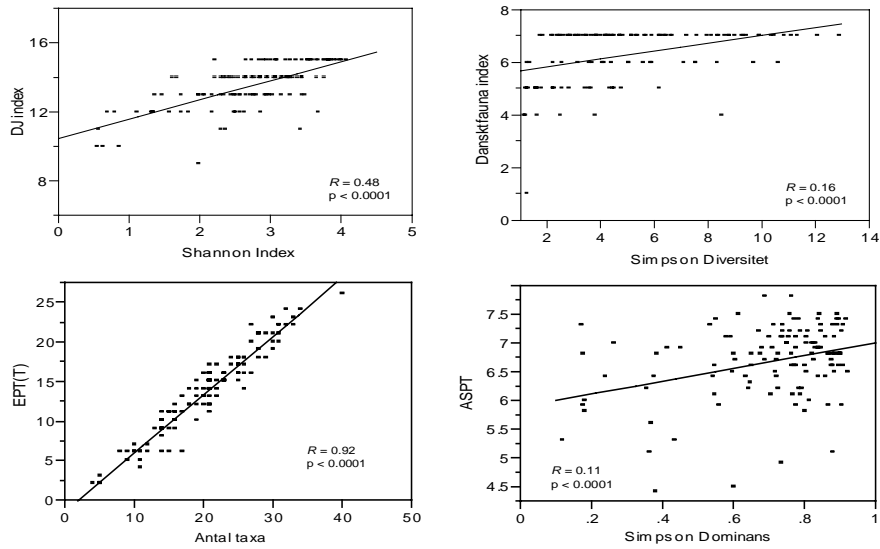
För analysen av de sex ekoregionerna separat ökade förklaringsgraden inte oväntat mellan de ekologiska indexen i Bedömningsgrunderna för Miljökvalitet och de fyra diversitetsindexen. Antalet fångade taxa korrelerade fortsatt klart bäst mot antalet fångade EPT taxa där korrelationen i alla sex regionerna var >73.5%. Förklaringsgraden för DSFI varierade mellan 26.2 – 68.2% (högst i den arktisk-alpina zonen och lägst i den sydligt boreala zonen). Av de index som ingår i Bedömningsgrunderna fungerade återigen DJ indexet bäst som varierade mellan 13.2 – 63.4% (högst i arktisk-alpin zon och lägst i sydlig boreal zon). MISA indexet visade på ett statistiskt signifikant samband med antalet funna taxa i två regioner (arktisk-alpin och mellan boreal zon) men i båda fallen var förklaringsgraden mycket låg (inga värden redovisade). Generellt verkar sambanden vara starkare längst i norr (arktisk-alpin zon) och i södra Sverige (nemoral och borenemoral zon) till skillnad från den boreala zonen i centrala och nordöstra Sverige. Mönstret i korrelations samband mellan de ekologiska indexen och Shannon-Wiener indexet skiljde sig från korrelationen med antalet funna taxa. I den arktisk-alpina zonen förklarade t.ex. DJ indexet mer av variationen i Shannon-Wiener index än vad antalet EPT taxa gjorde. Generellt var inte antalet funna EPT taxa så klart mycket bättre än vad DJ indexet och DSFI indexet var, utan det var mer beroende på vilken ekoregion som analyserades, vilket av de tre indexen som fungerade bäst. Här var både

MISA (aldrig statistiskt signifikant) och ASPT (högsta förklaringsgrad 30.5%) klart mycket sämre än de övriga indexen. Ett liknande mönster fanns också för Simpsons diversitets respektive dominansindex. Skillnaden var att förklaringsgraden generellt var betydligt lägre än för antalet fångade taxa eller Shannon-Wiener indexet.

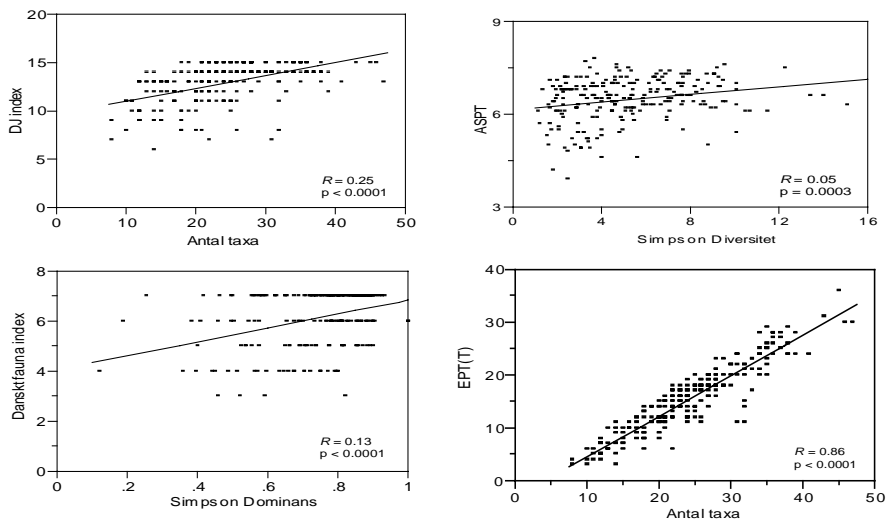
Illies region 14



Illies region 20

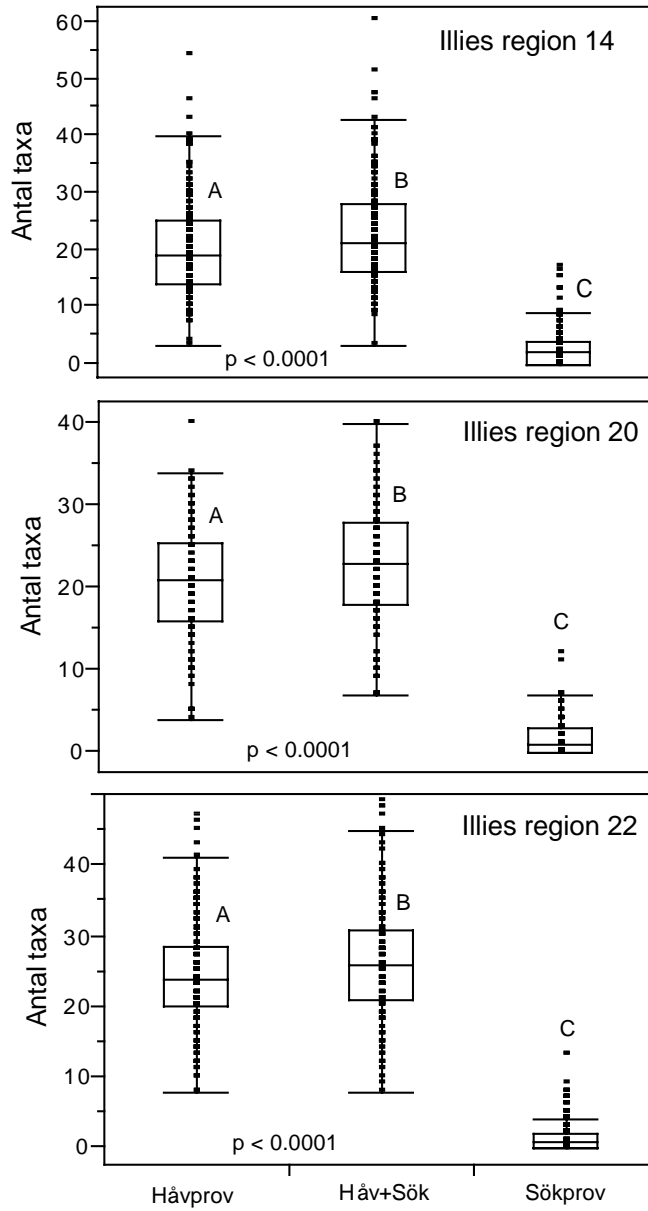


Illies region 22



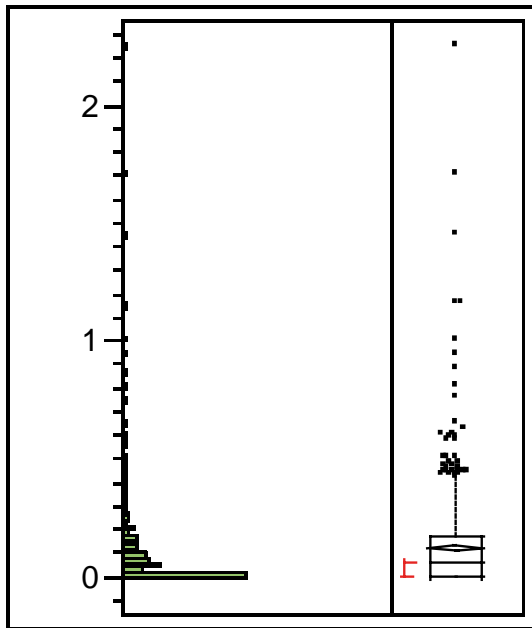
Figur 1. Linjär regression mellan ett urval av de ekologiska indexen avsatta mot fyra olika diversitetsindex för de tre Illies regioner som finns i Sverige.

I Riksinventeringarna togs inte bara ett SIS/sparkprov utan även ett sökprov (se ovan). I sökprovet hittades mellan 0 och 17 ”extra” taxa som alltså inte fångades i SIS/sparkprovet på lokalen. Antalet fångade taxa med SIS/spark plus sökprov var statistiskt signifikant högre i alla tre Illies regioner (Figur 2) jämfört med bara sparkprovet. I medeltal fångade SIS/sparkprovet 21.7 taxa (i hela landet) medan detta prov plus sökprovet fångade 23.8 taxa. I medeltal fångades 2.1 ”extra” taxa i sökprovet som inte fångades i SIS/sparkprovet. I medeltal fångades alltså sökprovet 12.1% taxa som inte fångades i SIS/sparkprovet. I några enstaka fall (sex lokaler/vattendrag) var antalet ”extra” taxa i sökprovet lika många eller fler än det totala antalet prov i SIS/sparkprovet. Det totala antalet fångade taxa i SIS/sparkprovet var för dessa lokaler alltid väldigt lågt (4-13 taxa) vilket torde innebära att lokalerna inte var lämpliga för sparkprovtagning. På 225 av de 675 lokaler som provtogs både med SIS/sparkprov och sökprov i Riksinventeringen 2000 fångades inget ”extra” taxa i sökprovet (33.3% av lokalerna/vattendragen) och i de flesta fall var antalet ”extra” fångade taxa lågt (Figur 3).



Figur 2. Antalet fångade taxa i Riksinventeringen 2000 i SIS/sparkprov (Håvprov), sparkprov plus sökprov, samt i enbart sökprov för de tre Illies regionerna.

Antalet "extra" taxa i sökprovet * 100 (%)

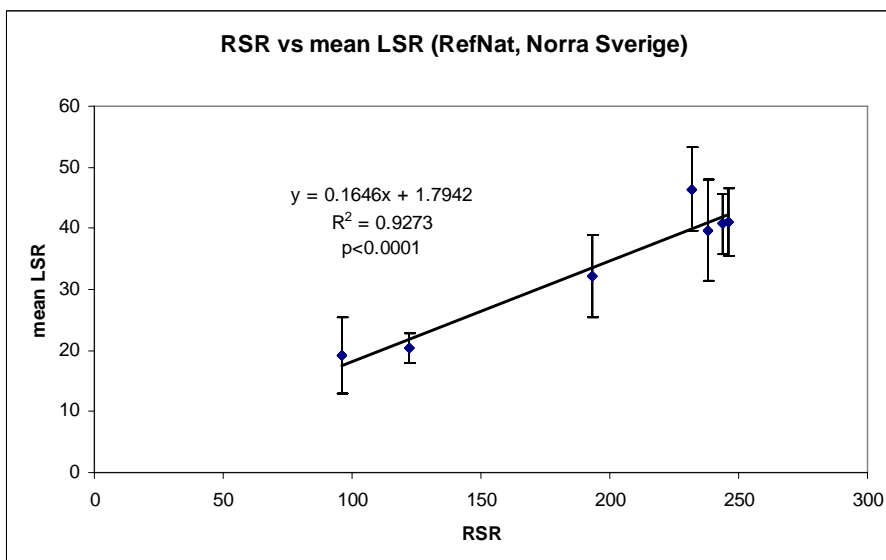


Figur 3. Fördelningen av antalet "extra" taxa som fångades i sökprovet kontra SIS/sparkprovet.

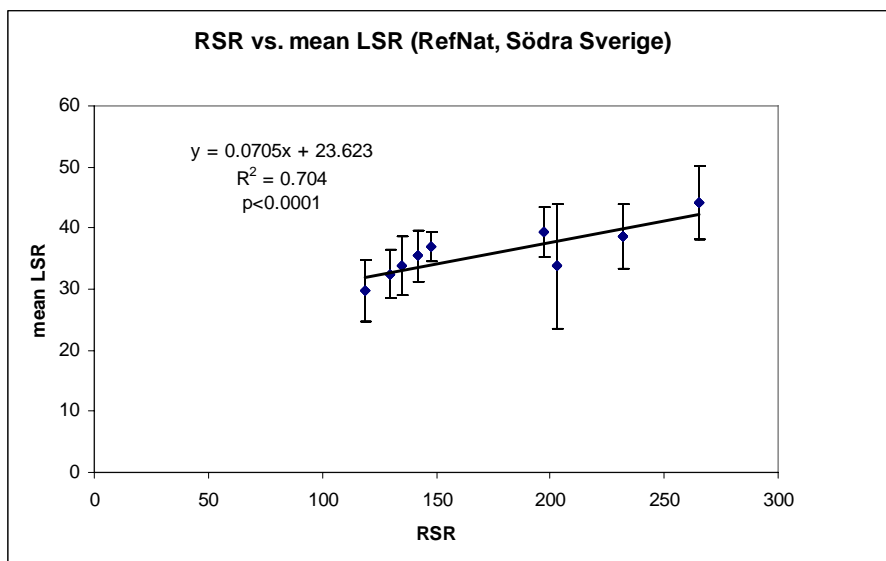
Nationella intensivvattendrag/referensvattendrag (lokal kontra regional biologisk mångfald)

Ett sätt att undersöka hur väl ett enskilt bottenfaunaprov avspeglar hur stor den biologiska mångfalden är på en lokal eller i ett vattendrag är att räkna fram ett mått på den regionala biologiska mångfalden. I detta fall har vi enbart prov tagna från en lokal i varje vattendrag (som ligger i olika avrinningsområden). Vi valde därför att räkna ut det totala antalet fångade taxa under åren 2000-2005 med SIS/sparkprov i de vattendrag där sådana prover fanns för denna tidsperiod. Detta innebar att vi inkluderade totalt 16 vattendrag (sju i norra Sverige och nio i södra Sverige). För varje vattendrag räknade vi också ut hur många taxa som fångades i medeltal under de fem åren som provtogs. Om det finns ett klart samband mellan medelantalet taxa fångade under de sex åren och den regionala biologiska mångfalden (i detta fall endast representerat av den provtagna lokalen) så bör man genom att ta ett fåtal prov i varje vattendrag få en uppfattning om hur stor den totala artrikedomen är. Finns inte detta samband måste man försöka uppskatta den biologiska mångfalden på något annat sätt. Sambandet mellan medel antalet taxa fångade på varje lokal och den regionala biologiska mångfalden var överraskande starkt, både i norra och södra Sverige (Figur 4 & Figur 5). I norr var förklaringsgraden så hög som 92.7%, medan den i söder var 70.4%. Detta innebär att man

med en tillräcklig datamängd och en del vidare analyser borde kunna extrapolera fram en regional biologisk mångfald (åtminstone för enskilda lokaler) med denna metod. Förhållandet är givetvis inte 1:1 mellan medelantalet taxa för den enskilda lokalen och den regionala mångfalden för samma lokal, däremot kan man se att t.ex. i norra Sverige innebär en ökning i medelantalet fångade taxa från ca 20 till 30 att den regionala biologiska mångfalden innehåller ca 100 ytterligare arter. I södra Sverige innebär en ökning från ca 30 till 40 medelantal taxa att den regionala biologiska mångfalden innehåller ca 75 ytterligare taxa.



Figur 4. Förhållandet mellan den regionala (RSR) biologiska mångfalden (representerade av det totala antalet taxa fångade på en enskild lokal i ett vattendrag under sex år 2000-2005 i norra Sverige avsatt mot medel antalet fångade taxa för samma lokal (LSR) under de sex åren.



Figur 5. Förhållandet mellan den regionala (RSR) biologiska mångfalden (representerade av det totala antalet taxa fångade på en enskild lokal i ett vattendrag under sex år 2000-2005 i södra Sverige avsatt mot medel antalet fångade taxa för samma lokal (LSR) under de sex åren.

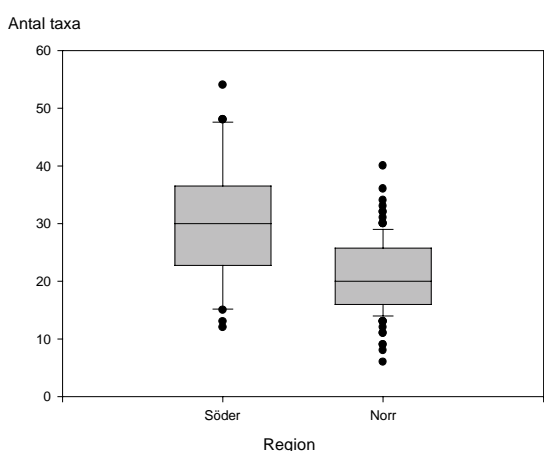
AQEM projektet (skillnad höst-vår provtagning)

I AQEM projektet fångades sammanlagt 218 bottenfauna taxa (de flesta bestämda till art, men vissa grupper såsom Chironomider och Oligochaeter till en högre taxonomisk nivå). På våren fångades totalt (i norr och söder) 163 taxa och på hösten 186 taxa. I de 60 nordliga vattendragen fångades totalt 187 taxa (vår och höst tillsammans) medan det i de 15 södra vattendragen fångades 162 taxa totalt. På hösten i norra Sverige fångades totalt 155 taxa medan det på hösten i södra Sverige fångades 128 taxa. På våren fångades i norra Sverige 134 taxa och i söder medan det på våren fångades totalt 117 taxa i södra Sverige. Alltså det totala antalet fångade taxa var högre på hösten än på våren, både i södra och norra Sverige. I norra Sverige fångades totalt sätt fler taxa än i söder (Figur 6), men det beror åtminstone delvis på att påverkan på vattendragen var lägre i norr än i söder samt att det totala antalet vattendrag som provtogs var betydligt högre i norr än i söder. Intressant nog var dock medelantal taxa som fångades på varje provtagen lokal (vattendrag) betydligt högre i söder än i norr (medel i norr 19.5 och i söder 27.9). Medelantal taxa som fångades var också generellt högre på hösten än på våren (19.5 på våren och 22.8 på hösten).

Delar man istället upp proverna i både regioner och vilken årstid som provtagits så visar det sig att flest taxa finner man på hösten i södra Sverige (medel antal 31.3) därefter på våren i södra Sverige

(medel antal 24.5), på hösten i norra Sverige (20.7) och lägst antal taxa i medeltal i norra Sverige på våren (18.3 taxa). Det gick också att undersöka hur många ”extra” taxa som fångades på varje lokal

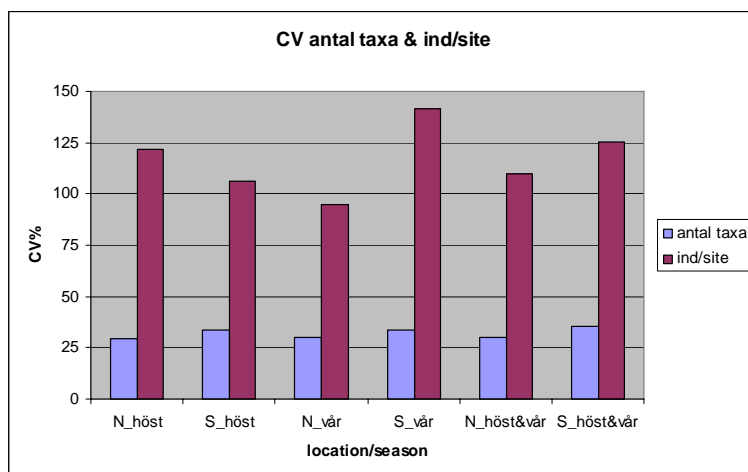
om man förutom ett höstprov också tog ett vårprov på samma lokal. För de femton lokalerna/vattendragen i södra Sverige varierade antalet ”extra” taxa mellan 2 och 20 och i medeltal fångades 11.2 ytterligare taxa genom att också ta ett vårprov. Antalet ”extra” taxa som fångades när man även tog ett vårprov i södra Sverige varierade mellan 8.3 – 79.2%. I medeltal fångade man 34.4% ”extra” taxa genom att även ta ett vårprov.



Figur 6. Antal taxa fångade i AQEM projektet med STAR/AQEM metoden för södra Sverige (15 vattendrag) respektive norra Sverige (60 vattendrag) vår och höstprover för sig.

I norra Sverige fångade man mellan 4 och 28 ”extra” taxa genom att förutom ett höstprov också ta ett vårprov och i medeltal fångades 17.6 ”extra” taxa på de 60 lokalerna. Antalet ”extra” taxa som fångades när man även tog ett vårprov i norra Sverige varierade mellan 18.2 – 155.6%. I medeltal fångade man 81.7% ”extra” taxa genom att även ta ett vårprov bland AQEM vattendragen i norra Sverige.

Slutligen testade vi även hur variabel antalet fångade taxa var för AQEM datasetet (Figur 7). Här använde vi variationskoefficienten (CV) som är oberoende av i vilken enhet och med vilken storlek olika mätvärden är tagna. Skillnad i variationen (CV%) i antalet fångade taxa var nästan obefintlig mellan norra och södra Sverige vare sig man tog provtagningssäsong i beaktande eller inte (CV varierade mellan 29.7 – 33.6. Variationen (CV) för antalet fångade individer varierade däremot (inte oväntat) kraftigt med en variationskoefficient på mellan 95.0 – 141.8.



Figur 7. Variationskoefficienten (CV%) för antalet fångade taxa respektive antalet fångade individer för AQEM prover tagna med STAR/AQEM metoden, 60 vattendrag i norra Sverige, respektive 15 vattendrag i södra Sverige.

STAR projektet Sverige (skillnad mellan höst - vår samt mellan hårbottenprovtagning och multihabitat provtagning)

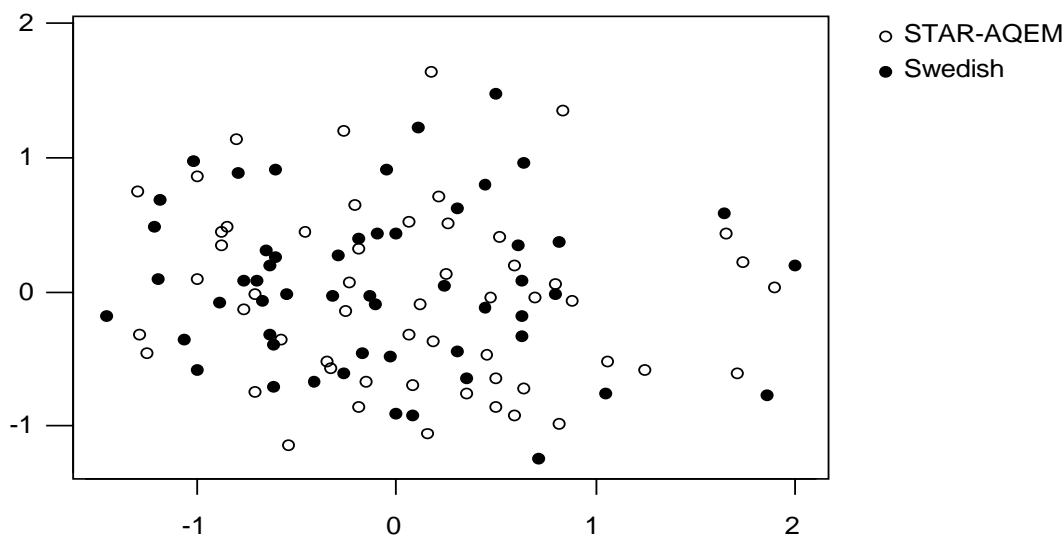
Antalet fångade taxa var signifikant högre för SIS/spark metoden jämfört med STAR/AQEM metoden både för vår och höstprov i de 28 vattendragen. Om man jämför de två metoderna för alla prov (oberoende av säsong), så fångar SIS/spark metoden i medeltal 36.5 taxa medan STAR/AQEM metoden fångar i medeltal 33.1 taxa. Om man istället jämför vår och höstprover oberoende av provtagningsmetod visar det sig att det i höstproven i medeltal fångades 37.7 taxa och i vårproven 31.9 taxa. För STAR/AQEM proven fångades i medeltal 31.6 taxa på våren och 34.6 på hösten (vilket inte var en statistiskt signifikant skillnad) medan SIS/sparkmetoden fångade i medeltal 32.1 taxa på våren och 40.9 taxa på hösten (vilket var en statistiskt signifikant skillnad). Antalet fångade taxa varierade mellan 14 och 58 med i medeltal 34.8 fångade taxa, oberoende av metod och säsong.

Om man jämför den taxonomiska sammansättningen i de prov som togs med SIS/sparkmetoden och STAR/AQEM metoden, så fanns ingen statistisk signifikant skillnad mellan dem. Däremot skiljde sig den taxonomiska sammansättningen mellan de två vattendirektivstyper som provtogs i STAR projektet samt för de två provtagna säsongerna (Figur 8).

Som en del i jämförelsen mellan olika provtagningsmetoder beräknades hur stor variationen var för ett stort antal index både för SIS/spark metoden och för STAR/AQEM metoden. I princip i alla fall

var provtagningsvariationen för de index som relaterade till biologisk mångfald större för SIS/spark metoden än för STAR/AQEM metoden, detta kan delvis förklaras med att SIS/spark metoden i

princip i alla fall fångade fler taxa än vad STAR/AQEM metoden gjorde. Den troliga orsaken till detta är att för SIS/sparkmetoden togs hela provet på en hårdbottenyta/fors om det fanns en sådan på provtagningslokalen medan STAR/AQEM proverna skulle tas till hälften på hårdbotten/fors och till hälften på mjukbotten/sel. Om då artrikedomen är högre på hårdbotten/fors än på mjukbotten/sel (åtminstone för de taxonomiska grupper som bestäms i ett normalt bottenfaunaprov), så innebär det att en större provtagningsansträngning på den yta som håller en högre biologisk mångfald också ger ett prov som innehåller fler taxa.



Figur 8. Non metric multidimensional scaling (ordination) med alla prov tagna i Sverige i STAR projektet (28 vattendrag, två provtagningsmetoder, två säsonger och två vattendirektivstyper. Ofyllda cirklar representerar STAR/AQEM prov, medan fyllda cirklar representerar SIS/sparkmetoden. Ju närmre två punkter ligger i diagrammet, ju mer lika är den taxonomiska sammansättningen på dessa lokaler/vattendrag.

Slutligen testades hur många taxa som var unika för SIS/sparkprovet respektive STAR/AQEM provet. I medeltal fångades 21.6 taxa i SIS/sparkprovet som inte fångades i motsvarande STAR/AQEM prov, medan det i STAR/AQEM provet fångades 10.6 taxa som inte fångades i SIS/spark provet. Antalet "extra" taxa som alltså fångades i och med att man förutom ett SIS/sparkprov lade till ett STAR/AQEM prov på samma lokal vid samma provtagningsstillfälle (endast höst) varierade mellan 3 och 20 taxa och procentuellt fångades mellan 5.7 och 42.9% "extra" taxa i STAR/AQEM provet jämfört med det antalet taxa som fanns i SIS/sparkprovet. Vid en jämförelse av SIS/spark provet taget på hösten jämfört med samma prov taget på våren, visade

det sig att det på hösten fångades i medeltal 29.6 ”unika” taxa och på våren fångades det i medeltal 21.8 ”unika” taxa. För höstprovet varierade det mellan 13 och 51 taxa som inte fångades i motsvarande vårprov, medan det på våren varierade mellan 7 och 41 taxa som inte fångades i

motsvarande höstprov. I vårproven fångades procentuellt sett 38.8% ”extra” taxa som inte fanns inte fanns i motsvarande höstprov. Detta varierade mellan 13.0 och 85.4%.

STAR projektet Lettland (jämförelse inom och mellan lokaler/vattendrag/avrinningsområden

Idén med provtagnings-schemat som användes i Lettland var att jämföra hur stor variationen i bottenfaunasamhället och den biologiska mångfalden det fanns inom och mellan provtagningslokaler, vattendrag och avrinningsområden. Därför togs prover enligt ett hierarkiskt schema med tre avrinningsområden, tre vattendrag i varje avrinningsområde och tre provtagningslokaler inom varje vattendrag (Figur 9 & 10). På en av dessa tre provtagningslokaler togs dessutom tre replikatprov. Proven togs med STAR/AQEM metoden på våren 2003 (för en större genomgång av resultaten se Springe et al., 2006). De tre replikatproven togs alltid på den längst nedströms liggande lokalen.



Figure 1. Example of sampling design for one of three studied river basins.

Figur 9. Provtagnings-schemat för de Lettiska studien i STAR projektet (från Springe et al., 2006). Schemat visar hur provtagningen såg ut för ett av de tre avrinningsområdena.

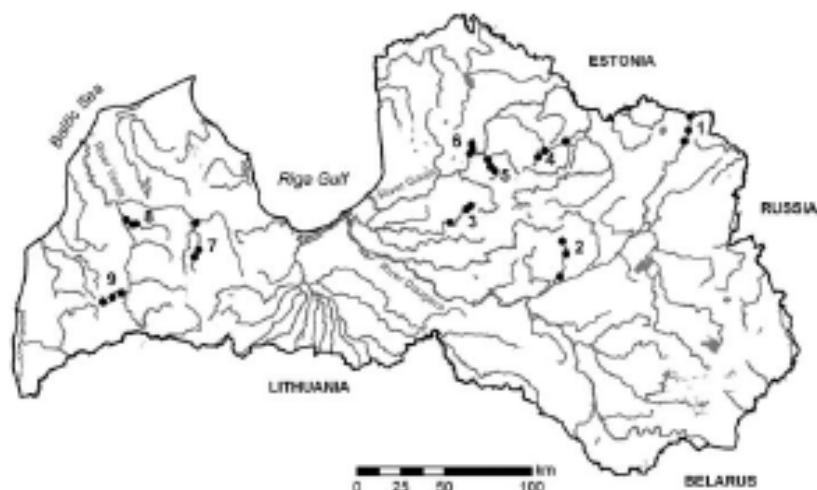


Figure 2. Location of sampling sites within the territory of Latvia.

Figur 10 . De 27 provtagningslokalerna i det Lettiska STAR projektet (från Springe et al., 2006).

Varje bottenfaunaprov innehöll mellan 19 och 47 olika taxa. I de tre avrinningsområdena fångades totalt 142 olika taxa. En jämförelse gjordes hur många taxa som fångades om man förutom ett STAR/AQEM prov tog ytterligare två prov, antingen på samma provtagningslokal alternativt på två andra provtagningslokaler i samma vattendrag. För de åtta vattendrag där alla fem proven hade tagits (ett replikaprov saknades i vattendraget Koja visade det sig att i fyra vattendrag fick man fler taxa genom att ta prov två och tre på andra lokaler i vattendraget (3, 6, 10 och 14 ytterligare taxa), medan det i tre vattendrag fångades totalt sett fler taxa genom att ta ytterligare två replikat på samma provtagningslokal (1, 1 och 2 ytterligare taxa) och i det åttonde vattendraget fångades exakt lika många taxa med tre replikatprov på samma lokal som med tre prov från tre olika lokaler i samma vattendrag.

Svar på frågeställningen:

- Vad kan dagens miljöövervakningsmetoder ge svar på när det gäller biologisk mångfald. Finns det indikatorer (arter, funktionella grupper, index) som kan indikera hög biologisk mångfald.

Vi har framförallt fokuserat på de index som ingår i de nya Bedömningsrunderna för Miljökvalitet, samt några ytterligare index som föreslagits som goda representanter för hög biologisk mångfald av bottenfauna i rinnande vatten. Generellt verkar det nya DJ indexet som ingår i de nya Bedömningsrunderna fungera bra som ett grovt mått på hög biologisk mångfald.

- Hur skulle vi enkelt kunna utöka dagens miljöövervakningsmetodik och/eller provtagningschema (i tid eller rum) för att få ett bättre mått på mångfalden och eventuella förändringar.

Att återvända och ta ett extra prov på en provtagningslokal ger inte oväntat fler extra taxa jämfört med att ta ett ytterligare prov på samma lokal vid samma tidpunkt som det första provet. Däremot var det mer förvånande att det inte "lönade" sig mer att ta ytterligare prov på andra provtagningslokaler i samma vattendrag jämfört med att ta fler prover på samma lokal som det första. Däremot kostar det betydligt mer i tid och ekonomisk kostnad att ta sig till vattendraget vid en annan årstid än att utöka det prov som tas när man ändå är på lokalen/vid vattendraget (om det inte är så att man är specifikt intresserade av förekomsten av taxa som enbart fångas i vattendragen vid en viss tid på året. Vårt förslag är därför att man fortsätter med att ta ett SIS/sparkprov enligt metodiken i Handbok för Miljöövervakning och att man därefter utökar provtagningen med att uppsöka ytterligare habitat inom den provtagna lokalen (som då bör utökas från 10 meter till vara representativt för en betydligt längre vattendragssträcka (t.ex. 500 meter eller 100 * vattendragsbredden). Detta skulle innebära att provtagningen bestod av ett "basprov" (obligatoriskt) som består av de fem SIS/sparkproven, men att man sedan kan utöka detta med (om man har behov av det) ett "inventeringsprov". Detta skulle bestå av ett antal prov som ovan, men i så varierat habitat som möjligt. Detta "inventeringsprov" skulle kunna ersätta det "sökprov" som man nu använder sig av i Riksinventeringen och som vi anser vara för variabelt för att kunna användas till mer generella utvärderingar. "Inventeringsprovet" skulle antingen kunna bestå av en provtagningsansträngning som är likvärdig med "basprovet" eller en mindre ansträngning. Man kan ju till exempel tänka sig att det består av ytterligare 20 mindre prov som sprids över en 50 meters sträcka som skall bestå av både fors och sel och där man till exempel kan se till att olika, specificerade habitat ska provtas enligt en standardiserad lista, alternativt att de förekommande habitaterna skall provtas proportionerligt (detta föreslog IMA redan i oktober 2004 i en skrivelse till Naturvårdsverket).

En ytterligare möjlig förändring är att slå samman de fem sparkproven som man gör i Riksinventeringen och att samtidigt utöka provtagningen med ett inventeringsprov. Detta skulle eventuellt innebära att mer pengar frigjordes som då kunde utnyttjas till att utöka provtagningen;

antingen genom att provta fler säsonger (även vår och sommar) eller att utöka provtagningen genom att ta prover i andra vattendrag i avrinningsområdet. Det senare borde innebära en mindre

kostnadsökning; eftersom man redan befinner sig i närheten, medan det borde vara dyrare att åka tillbaka till samma lokal vid en annan tid på året.

- Om dagens miljöövervakning i sötvatten inte på ett tillfredsställande sätt säger något om den biologiska mångfalden hur kan vi då göra om dagens metod och/eller provtagningsschema för att bättre återspegla mångfalden.

Att ersätta dagens (två) provtagningsmetoder eller försöka ersätta metoderna med en ny anser vi vara ogenomförbart och skulle ytterligare minska möjligheten att utnyttja de data som redan finns insamlade på ett bra sätt. Det är också svårt att se hur den provtagningsmetod skulle se ut som skulle fånga betydligt fler taxa än dagens metod(er) samt dessutom göra det på ett repeterbart sätt med liten variation. Det finns några få faktorer som påverkar hur bra måttet på den biologiska mångfalden blir. Dels beror det på utrustningen (testad av Vought opubl.) som visade att handhåv (till SIS/sparkprov) och Surberprovtagaren fångade fler taxa och med lägre variation än M42 silen. Flera andra studier har visat på att M42 fångar fler taxa än handhåven, men detta beror till stora delar på att den totala provtagna ytan med M42 är ca 5 ggr större än med handhåven. Dessutom beror det på vilket habitat som provtas; STAR resultatet visar att provta på en hårdbottenyta/fors ger fler taxa än att sprida proverna i både fors och sel (detta kan delvis vara beroende av hur långt man driver artbestämningen av djuren, då fler av de arter som lever främst i sel normalt sätt bestäms till en högre nivå än de sländor etc som man fångar i forspartier). Ett bättre sätt torde då vara att som ovan fortsätta med dagens SIS/sparkprov men att utöka detta med standardiserade prov i ett eller några specifika habitat (antingen sådana som antas hysa en hög biologisk mångfald, alternativt vissa arter/taxa som är av intresse t.ex. rödlistade).

En annan väg att gå är att se till att samordna de olika sätt som den biologiska mångfalden av bottenfauna i rinnande vatten kan övervakas på (se ovan). Man kan t.ex. tänka sig ett hierarkiskt schema där man i det första skedet utvärderar om man tror vattendraget/provtagningslokalen kan tänkas hysa en hög biologisk mångfald (t.ex. vissa vattenkemivärden, markanvändning i avrinningsområdet, vegetation i vattendragets närzon, substrattyp, vegetation i vattendraget, hydromorfologisk påverkan etc). På liknande sätt borde man

kunna använda de variabler som används för att utvärdera om ett vattendrag kan anses vara värdefullt (se ovan). Det kan t.ex. innebära att vattendraget innehåller vissa väldefinierade nyckelhabitat som dessutom skulle kunna definieras ytterligare med avseende på vilken artsammansättning av bottenfauna den håller. I ett nästa skede kan man ta bottenfaunaprover

basprov samt inventeringsprov, man kan också tänka sig att basprovet utvidgas genom att man letar efter specifika grupper som skulle kunna indikera hög biologisk mångfald (t.ex. vissa stormusslor).

Referenser

Dahl, J. & R.K. Johnson. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, 160: 487-513.

Johnson, R.K. och W. Goedkoop. 2006. Revidering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Projekt 502 0510. Rapport 2006:5, 80 pp.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

Springe, G., Sandin, L., Briede, A. & Skuja, A. 2006. Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams. *Hydrobiologia* 566: 156 – 172.

Zelinka, M & P. Marvin. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender

Gewässer. - *Archiv für Hydrobiologie* 57:389-407.