



Bedömning av miljö kvalitet i rinnande vatten för fisk och bottenfauna: hur representativa är våra provtagningslokaler?

av

Leonard Sandin¹

1) Institutionen för Miljöanalys, Box 7050, 750 07 Uppsala
E-mail: Leonard.Sandin@ma.slu.se

Miljökvalitet i rinnande vatten för fisk och bottenfauna: hur representativa är våra provtagningslokaler?

Tryck 2003/12
Upplaga 40 ex
Inst. för Miljöanalys
ISSN 1403-977X

Innehåll

| | |
|----------------|----|
| Innehåll | 3 |
| Sammanfattning | 4 |
| Inledning | 5 |
| Metodik | 6 |
| Resultat | 10 |
| Diskussion | 21 |
| Slutsatser | 25 |
| Referenser | 26 |
| Appendix 1 | 27 |

1. Sammanfattning

I en tidigare studie (Sandin m.fl. 2003) undersöktes tio vattendrag i Emåns och Mörrumsåns avrinningsområden, längs en naturlighetsgradient. De två viktigaste resultaten från denna studie var att de nuvarande biologiska Bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag är dåliga på att indikera effekter av fysisk påverkan på vattendrag, samt att en väldigt viktig frågeställning är vad ett prov av t.ex. bottenfauna eller elfiske egentligen representerar. Är det den yta man provtar som index och bedömning representerar, eller hela vattendraget och dess avrinningsområde? För att utvärdera hur väl den bedömda ekologiska statusen på de provtagningslokaler vi använder i miljöövervakningen representerar vattendragets miljö kvalitet med avseende på både fysisk och kemisk påverkan, utfördes denna uppföljande studie. I den nya studien har tre olika material använts: (i) bottenfauna och kemidata från Riksinventeringen 2000 (Wilander, Johnson & Goedkoop 2003), (ii) data från de elfiskelokaler som sammanfaller med vattendrag från denna Riksinventering (totalt 207 lokaler i 207 olika vattendrag), samt (iii) data från 30 Högländsvattendrag i Jönköpings län där påverkan på vattendragen klassats på avrinningsområdesnivå, för vattendragsobjektet, samt för den provtagna lokalen med hjälp av System Aqua. I studien har varje provtagningslokal klassats med avseende på fysisk och kemisk påverkan och efter habitattyp (t.ex. långsamt- kontra snabbt rinnande vatten) med hjälp av data från lokalbeskrivningsprotokollet i Riksinventeringen och elfiskeundersökningarna. Påverkan på avrinningsområdet som helhet har även klassats (exempelvis med avseende på markanvändningstyp). Analysen har gjorts genom att analysera vilka fysiska/kemiska parametrar som påverkar den ekologiska bedömningen av ett prov tagen på en lokal (för fisk eller bottenfauna). Inledningsvis jämfördes de 207 vattendrag som ingick i denna studie med data för hela Riksinventeringen 2000, för att se hur väl lokalerna i de vattendrag som både elfiskats och provtagits med avseende på bottenfauna

skiljer sig åt med avseende på fysiska och kemiska parametrar. Skillnader fanns framförallt i strömhastighet, där de lokaler som ingår i denna studie i högre grad har snabbt rinnande vatten och andelen lugnflytande vatten är underrepresenterade. Det man tydligt kan se i den här studien är att varken bedömningsgrunderna baserat på fisk eller bottenfauna är särskilt bra på att indikera fysisk påverkan (även om fisk fungerar något bättre). Det borde därför utvecklas bedömningsrunder för biologiska parametrar som indikerar fysisk påverkan på rinnande vatten och inte bara kemisk påverkan (som är fallet med bottenfaunan). Det fanns generellt få samband mellan avvikelser från jämförvärdet för fisk/bottenfauna och de olika fysiska påverkansparametrarna, oavsett vilken nivå (avrinningsområde, vattendragsobjekt eller provtagningslokal) som man tittade på. När man istället tittade på indexvärdena för bottenfaunan fanns något fler signifikanta samband, det vill säga man förlorar information på att titta på en femgradig skala, till skillnad från att titta på en kontinuerlig gradient av indexvärden. För bedömningsgrunderna för fisk finns ett flertal samband mellan fysiska faktorer och enskilda parametrar, men aldrig något sådant samband när man tittar på den sammanvägda bedömningen för en lokal. Man skall komma ihåg att minst tre lokaler skall provtas i ett vattendrag för att få en rättvisande bedömning baserat på fisk. Slutsatsen av denna studie blir att för att bedöma kemisk status verkar det inte spela så stor roll hur provtagningslokalen ser ut, det vill säga närmiljö, strömhastighet etc, när man tittar på avvikelser från jämförvärdet, däremot kan enskilda index/parametrar påverkas av hur området runt vattendraget och i avrinningsområdet ser ut. När man däremot skall bedöma den fysiska påverkan på ett vattendrag, måste man se till att den lokal man väljer för provtagning väl representerar vattendragsobjektet, så att den biologiska bedömning man gör utifrån den biologiska provtagningen blir rättvisande för vattendraget som helhet.

2. Inledning

I en tidigare studie (Sandin m.fl. 2003) undersöktes tio vattendrag i Emåns och Mörrumsåns avrinningsområden, längs en naturlighetsgradient. Påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk provtogs och dessa biologiska parametrar användes för att bedöma vattendragens ekologiska status med hjälp av Bedömningsgrunder för Miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999). De två viktigaste resultaten från denna studie var att de nuvarande biologiska Bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag är dåliga på att indikera effekter av fysisk påverkan på vattendrag, samt att en väldigt viktig frågeställning är vad ett prov av t.ex. bottenfauna eller elfiske egentligen representerar. Är det den yta man provtar som index och bedömning representerar, eller hela vattendraget och dess avrinningsområde?

Att övervaka ekologiska system och framförallt rinnande vatten är svårt eftersom dessa miljöer är naturligt väldigt heterogena. Dessutom påverkas de organismer som lever i vattendrag av miljövariabler på ett stort antal rumsliga skalor och tidsskalor (t.ex. Sandin & Johnson 2004). För att på ett rättvisande sätt ta hänsyn till denna naturliga variation måste lokaler man provtar väljas slumpmässigt (eventuellt med ett mått av stratifiering). Om prov inte tas på ett slumpmässigt sätt, finns risken att de resultat man får är felaktiga och antingen över- eller underskattar människans miljöpåverkan på vattendragen (Hughes, Paulsen & Stoddard 2000). Att övervaka och analysera ekologisk påverkan på rinnande vatten är ett så omfattande arbete att det nyligen kom ut en bok som bara avhandlar detta ämne (Downes m.fl. 2002).

För att utvärdera hur väl den bedömda ekologiska statusen på de provtagningslokaler vi använder i miljöövervakningen representerar vattendragets miljökvalitet med avseende på både fysisk och kemisk påverkan, utfördes denna uppföljande stu-

die. I den nya studien har tre olika material använts: (i) bottenfauna och kemidata från Riksinventeringen 2000 (Wilander, Johnson & Goedkoop 2003), (ii) data från de elfiskelokaler som sammanfaller med vattendrag från denna Riksinventering (totalt 207 lokaler i 207 olika vattendrag), samt (iii) data från 30 Högländsvattendrag i Jönköpings län där påverkan på vattendragen klassats på avrinningsområdesnivå, för vattendragsobjektet, samt för den provtagna lokalen med hjälp av System Aqua. Vattendragsobjektet definieras här som en sträcka i ett vattendrag och skall helst utgöras av en strömordningsenhet. Sträckan bör vara längre än 5 km (exkl. sjöar).

I studien har varje provtagningslokal klassas med avseende på fysisk och kemisk påverkan och efter habitattyp (t.ex. långsamt- kontra snabbt rinnande vatten) med hjälp av data från lokalbeskrivningsprotokollen i Riksinventeringen och elfiskeundersökningarna. Påverkan på avrinningsområdet som helhet har även klassats (exempelvis med avseende på markanvändningstyp). Analysen har gjorts genom att analysera vilka fysiska/kemiska parametrar som påverkar den ekologiska bedömningen av ett prov tagen på en lokal (för fisk eller bottenfauna). Detta har skett genom att analysera frågor som; spelar det någon roll för den ekologiska bedömningen av en provtagningslokal om närzonen är skogklädd eller består av öppen mark när avrinningsområdet som helhet till största delen är skogklädd? Man kan därmed både få svar på frågan om Bedömningsgrunderna för de biologiska parametrarna kan indikera olika typer av mänsklig påverkan på olika skalor, samt vad prov på olika typer av provtagningslokaler egentligen representerar (indikerar).

Studien har finansierats av Naturvårdsverket, där Håkan Marklund på Miljöanalysavdelningen varit projektansvarig.

3. Metodik

3.1 *Analys av data från Riksinventeringen 2000 samt elfiskeregistret*

3.1.1 Statistiskt urval av vattendrag i Riksinventeringarna

Urvalet av provtagningslokaler i vattendrag för riksinventeringen 2000 gjordes vid 1995 års inventering genom att 1200 provpunkter slumpades ut över Sverige med hjälp av SMHI:s vattendrags- och avrinningsområdesregister. Vattendragsregistret innehåller ca 5500 rinnsträckor med information om mynningskoordinater, vattendragsnamn, m.m., men saknar information om avrinningsområdenas storlek eller karaktär. Avrinningsområdesregistret innehåller ca 10 655 delavrinningsområden. För de flesta vattendrag i SMHI:s register kan information länkas genom att matcha mynningskoordinaterna. Många vattendrag saknas dock i SMHI:s register. Tvärsnittet ur båda registren innehåller, förutom vattendragsnamn och koordinater, även information om avrinningsområdets storlek, andelen skog i tillrinningsområdet och medelhöjd över havet.

Tvärsnittet innefattade totalt 3767 vattendrag. Av dessa valdes samtliga vattendrag med ett avrinningsområde mellan 15 och 250 km² och från denna population på 3198 vattendrag valdes slumpvis 600 vattendrag med avrinningsområde i storleken 15 -50 km² och 600 vattendrag i storleken 50-250 km². En preliminär bedömning av om lokalerna kan nås och provtas på ett rimligt sätt gjordes utifrån den topografiska kartan. Denna grundades i första hand på om det fanns en bilväg inom ca 600 m avstånd från den utslumpade punkten. Lokaler som bedömdes som direkt olämpliga ur den synpunkten ströks från listan. Likaså under riksinventeringen 2000 ersattes en del vattendragslokaler, på grund av deras olämplighet (bedömning baserad på bot-

tenssubstratets beskaffenhet), med någon annan sträcka i samma vattendrag.

3.1.2 Geografisk klassificering av vattendragen

Totalt 207 vattendrag, som både provtagits i Riksinventeringen 2000 och som tidigare elfiskats och därmed finns med i Sötvattenslaboratoriets elfiskeregister (SERS) ingår i den storskaliga delen av denna studie (datamaterial i och ii). Två provtagningslokaler (fisk och bottenfauna) ansågs sammanfalla om de finns i samma vattendrag. Av de 207 vattendragen (provtagna lokalerna) ligger nio i den arktisk-alpina zonen (Boreal highlands [20] enligt Illies 1978), 92 i nordlig, mellan och sydlig boreal zon (Scandinavian shield [22] enligt Illies) och 106 i boreonemoral och nemoral zon (Central plains [14] enligt Illies).

3.1.3 Fysisk-kemisk klassificering av vattendragen

Vattendragen har klassats efter hur stor andel av avrinningsområdet (uppströms provtagningspunkten) som består av jordbruksmark (> eller < än 25 %), samt andelen skogsmark (> eller < än 60 %). Varken i Riksinventeringen eller Elfiskeregistret har man bedömt den fysiska påverkan på vattendraget vid provtagningslokalen, det man därför kan undersöka är hur habitattypen på provtagningslokalen och den kemiska påverkan inverkar på bedömningen av miljökvalitet.

Habitatet har här klassats efter strömshastighet, som är en mycket viktig styrvariabel både för bottenfauna och fisk, eftersom den är starkt korrelerad med bottenstrukt, vegetation i vattnet etc. I Elfiskeregistret har strömshastigheten på den provtagna lokalen klassats som lugnt (< 0,2 m/s), strömt (0,2 – 0,7 m/s) eller stråkande-fors (> 0,7 m/s), i Riksinventeringen har lokalerna klassats som stilla (0 m/s), lugnt (0 – 0,2 m/s), strömmande (0,2 – 0,7 m/s) eller stråkan-

de-forsande ($> 0,7$ m/s). I totalt 168 av de 207 vattendragen har vattenhastigheten klassats både vid elfiske och vid bottenfaunaprovtagning.

I en dansk studie av effekten av skillnader i fysiska parametrar för miljö kvalitetsbedömning i vattendrag (Olsen & Friberg 1999) finner de att substratets homogenitet/heterogenitet på provtagningslokalen har stor betydelse för t.ex. hur många taxa man finner och värdet på Dansk StrömvattenFaunaIndex (DSFI) (se nedan) skiljer sig också mellan vattendragssträckor med homogen respektive heterogen botten. I min studie har sträckor med ett dominerande substrat (klassats som 2 eller 3 i fältprotokollet i Riksinventeringen), där maximalt två substrattyper noterats i protokollet klassats som homogena med avseende på substrat, medan sträckor med minst fyra substrattyper (klassade som 2 eller 3 i Riksinventeringen) klassats som heterogena. Detta måste med nödvändighet bli en något godtycklig indelning, beroende på att olika provtagare fyllt i protokollen mer eller mindre noggrant. Förhoppningsvis ger denna indelning dock ändå en bild av de olika provtagningslokalerna och hur homogena det provtagna substratet är.

Provtagningslokalerna har även klassats av provtagarna i fält som lämpliga eller olämpliga för bottenfaunaprovtagning, främst med avseende på strömhastighet och botten substrat i samband med provtagningen i Riksinventeringen 2000. Denna klassificering har också inkluderats i studien. En ytterligare klassificering gjordes efter typ av närmiljö, som delades in i öppen närmiljö (åker, äng eller hed) respektive skogklädd närmiljö (lövskog, barrskog eller blandskog), för de vattendrag där någon av dessa typer av närmiljö klassificerats som en trea i fältprotokollet vid Riksinventeringen 2000.

Eftersom det i Riksinventeringen enbart tas ett kemiproov, samtidigt som bottenfaunan provtogs, har jag i denna studie valt att klassificera näringsstatus efter totalfosfor-

halten i detta prov ($>$ eller $<$ än $25 \mu\text{g/l}$) samt efter totalkvävehalten ($>$ eller $<$ än $625 \mu\text{g/l}$), dvs halter som motsvarar höga, mycket höga eller extremt höga halter för tillståndsbedömning av sjöar enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvaliteten av sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999), respektive måttligt höga eller låga halter. Detta beror på att för vattendrag skall bedömningen grunda sig på arealspecifika förluster, men inga sådana data finns tillgängliga från Riksinventeringen. För surhet delas vattendragen in på samma sätt, de vars tillstånd är surt eller mycket surt ($\text{pH} \leq 6,2$), eller de som har en mycket svag, eller ingen buffertkapacitet (alkalinitet $\leq 0,05$) enligt Bedömningsgrunderna för Miljö kvaliteten).

3.1.4 Ekologisk klassning av fisk och bottenfauna

Bedömningsgrunderna för Miljö kvaliteten i sjöar och vattendrag har använts för att klassa de provtagna lokalerna för både fisk och bottenfauna. För bedömningsgrunderna för fisk i rinnande vatten ingår sju parametrar (avvikelse för jämförvärdet). Dessa är: antal inhemska fiskarter, biomassa av inhemska fiskarter, antal individer av inhemska fiskarter, andel laxfisk baserat på antal, reproduktion av inhemska laxfiskarter, förekomst av försurningskänsliga arter och stadier, samt andel främmande arter baserat på antal. Dessutom har medelvärdet av parametrarna och en samlad bedömning inkluderats i studien. I bedömningen baserat på bottenfauna finns det fyra index att grunda bedömningen på, dessa är: Shannons diversitetsindex som grundar sig på dels antalet fångade taxa/arter samt jämnheten i abundans av de fångade taxa/arterna, ASPT (ett brittiskt "renvattensindex" som grundar sig på klassificering av bottenfaunafamiljer efter känslighet av framförallt organisk påverkan och övergödning), Dansk StrömvattenFaunaIndex (DSFI) (ett danskt index som grundar sig på känslighet mot övergödning/organisk belastning hos vissa familjer/släkten av bottenfauna), samt ett surhetsindex (bestå-

ende av fem kriterier: förekomst av försurningskänsliga taxa, förekomst av *Gamma-rus*, förekomst av vissa andra bottenfaunagrupper, kvoten mellan *Baetis* och bäcksländor, samt antal fångade taxa) (se vidare Naturvårdsverket 1999).

För bottenfauna har precis som för elfisket avvikelser från jämförvärdet använts vid analysen av Riksinventeringsmaterialet och i analysen av Höglandsvattendragen. Dessutom har antalet fångade taxa inkluderats i studien, eftersom antalet taxa starkt påverkar många andra index och den allmänna bedömningen av ett vattendrags ekologiska kvalitet. För bottenfauna har alla analyser gjorts både för de fyra indexen och för den ekologiska klassningen baserat på dessa index. För fisk har enbart den ekologiska klassningen av de enskilda parametrarna samt lokalens medelklass och sammanvägda bedömning ingått i analyserna. Vid dessa analyser måste man ta hänsyn till att elfisken helst skall omfatta tre eller fler lokaler i ett vattendrag för att erhålla en någorlunda representativ bedömning av vattendraget.

3.2 Analys av data från höglandsvattendrag

I denna del av studien ingår de 30 Höglandsvattendrag i Jönköpings län som bedömts med hjälp av System Aqua (Andersson, Bergengren & Liliengren 2000) (datamaterial iii). I studien ingår data från 28 elfiskade vattendrag och 27 vattendrag som har provtagits med avseende på bottenfauna. Totalt ingår 68 lokaler som elfiskats i dessa vattendrag och 35 lokaler som har provtagits med avseende på bottenfauna, 16 lokaler var gemensamma för fisk och bottenfauna. Hela vattendraget har naturlighetsklassificerats med avseende på de tre plus fem parametrar som ingår i naturlighetsbedömningen i System Aqua.

I systemet bedöms naturligheten både i avrinningsområdet som helhet (fysiska ingrepp - fragmentering, kemisk påverkan – effekter av utsläpp/nedfall samt markan-

vändning - intensitet i avrinningsområdet) samt för vattendragsobjektet (bestående ingrepp, påverkan på flödet, markanvändning – intensitet i närmiljön, förändring av växt- och djursamhällen samt vattenkvalitet i vattendragsobjektet). Dessutom har de 87 provtagningslokalerna bedömts med avseende på naturlighet av provtagningslokalens närzon (marktyp) och fysisk påverkan på provtagningslokalen (rensning på sträckan) (se Sandin m.fl. 2003).

Elfiskedata från varje provtagen lokal, samt för vattendraget som helhet har använts för att bedöma miljökvaliteten på lokalen med hjälp av Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). Bedömningsgrunderna för Miljö kvalitet har även använts för att bedöma varje lokal där bottenfaunan provtagits. Beräkning av bottenfaunaindexen har gjorts med bedömningsprogrammet AQEM (AQEM konsortiet 2002), utom försurningsindexet i Bedömningsgrunderna som beräknats för hand av författaren. Bedömningen av fisk för hela vattendraget har beräknats av Länsstyrelsen i Jönköping, medan bedömningen för varje enskild provlokal beräknats av Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium i Drottningholm.

3.3 Statistiska beräkningar

3.3.1 Riksinventeringsmaterialet och elfiskeregistret

Test av sambandet mellan de olika bottenfaunaindexen/ekologiska klassificeringarna och markanvändning, habitat, samt kemisk påverkan gjordes med hjälp av Kruskal Wallis test i Minitab för Windows version 12.2. Testet är en ickeparametrisk variant av envägs variansanalys (ANOVA) och bygger på jämförelse av medianer mellan två populationer. Klassningarna av markanvändning i avrinningsområdet (uppströms provtagningspunkten) grundar sig på den procentuella andelen jordbruksmark och skogsmark i detta område. Habitatet har klassats efter strömshastighet och substratets homogenitet/heterogenitet på prov-

tagningslokalen har också klassificerats med utgångspunkt från fältprotokollet i Riksinventeringen. Den kemiska påverkan har klassificerats efter totalfosforhalten, totalkvävehalten, pH och alkalinitet i provet taget i samband med Riksinventeringen (se även beskrivningen ovan).

3.3.2 Höglandsvattendragen

Relationen mellan de olika typerna av naturlighetsklassificering för avrinningsområdet, vattendragsobjektet och den provtagna lokalen testades med Pearsons χ^2 test i programmet JMP version 5.0.

3.3.3 Box-plottar

Alla box-plottar i studien har gjorts i Sigmaplot version 8.0. Spridningsmått i box-plottarna är i alla fall median, 25 och 75 percentilen, samt 10 och 90 percentilen. Enskilda punkter i plottarna representerar outliers.

4. Resultat

4.1 Analys av data som förekommer både i riksinventeringen och i elfiskeregistret

I denna första del av resultaten jämför jag de lokaler som sammanfaller (lokalerna ligger i samma vattendrag) när det gäller riksinventering (bottenfauna) och elfiske, för att se om dessa kan sägas representera riksinventeringsmaterialet som helhet

4.1.1 Markanvändning i avrinningsområdet

Frågeställningen i denna studie är hur representativa de provtagna lokalerna är för de vattendrag de ligger i och därför är det intressant att undersöka hur landanvändningen ser ut i de avrinningsområdena (uppströms provtagningslokalen) där bottenfauna och fisk provtagits. Hur de provtagna lokalerna ser ut i de olika ekologiska regionerna och i olika typer av avrinningsområden. I hela datamaterialet för denna studie består i medeltal 66 % av avrinningsområdena av skogsmark och 12 % av jordbruksmark. Detta liknar väl markanvändningen i alla 700 vattendrag i Riksinventeringen 2000, där 67 % av avrinningsområdet bestod i medeltal av skogsmark och 10 % av jordbruksmark.

Markanvändningen i avrinningsområdet skiljer sig däremot kraftigt mellan de tre ekoregionerna (14, 20 och 22). I den sydligaste regionen Central plains [14] består i medeltal 59 % av avrinningsområdet av skog och 23 % av jordbruksmark. I denna region var relationen mellan markanvändning för hela Riksinventeringsmaterialet 61 % skogsmark och 26 % jordbruksmark. I regionen Scandinavian shield [22] består 78 % av marken av skog och 1 % av jordbruksmark. I hela Riksinventeringen 2000 var förhållandet 84 % skogsmark och 0 % jordbruksmark. I Boreal highlands [20] är 36 % skogsmark, 0 % åkermark. I Riksinventeringen 2000 var förhållandet mellan markanvändningsslagen i denna region 12 % skogsmark och 0 % åkermark. Den största andelen mark i denna region består

givetvis av kalvfjäll. (> 50 % i medeltal). De 207 vattendrag som ingår i denna studie representerar, när det gäller markanvändning i avrinningsområdet, väl hela Riksinventeringsmaterialet.

Totalt 28 av vattendragen (14 %) i denna studie ligger i avrinningsområden som till > 25 % består av jordbruksmark, alla dessa ligger i Illies region 14, motsvarande siffra för hela Riksinventeringen är 12 %. Totalt 147 vattendrag (71 %, väldigt nära de 70 % som finns i hela Riksinventeringsmaterialet) ligger i avrinningsområden som till största delen (> 60 %) består av skogsmark, 67 av dessa ligger i region 14, 78 i region 22 och 2 stycken i region 20. I inget vattendrag sammanfaller markanvändningen, så att avrinningsområdet både består av mer än 60 % skogsmark och mer än 25 % åkermark. I hela Riksinventeringen 2000 finns fyra vattendrag med både mycket skog och mycket åkermark i avrinningsområdet.

4.1.2 Habitattyp på provtagningslokalen

Om man delar in habitatet i två typer: stilla-lugnt flytande samt strömmande-stråkande-forsande, så kan man konstatera att 6 % provtagningslokalerna klassats som stilla-lugnt flytande både vid elfiske och vid bottenfaunaprovtagning. Totalt 156 vattendrag har klassats som strömmande-stråkande-forsande, både vid elfiske och bottenfaunaprovtagning, dvs 75 %, medan i 39 lokaler (19 %) har man klassat vattenhastigheten olika vid de två provtagningsmetoderna. Totalt sett klassas ungefär lika många lokaler som lugnt flytande vid de två typerna av provtagning (28 vid bottenfaunaprovtagning och 32 vid elfiske), det samma gäller för lokaler med snabbt rinnande vatten (169 vid bottenfaunaprovtagning och 165 vid elfiske). I Riksinventeringen klassas 20 % av provtagningslokalerna som stilla-lugnflytande, medan 80 % har klassats som strömmande-stråkande-forsande. För de lokaler som ingår i denna

studie och både har elfiskats och där bottenfauna har provtagits, är andelen lugnflytande lokaler underrepresenterade.

Inte oväntat så klassas alla nio provtagna lokalerna (100 %) i Illies region 20 som snabbt flytande, medan åtta lokaler i region 14 (8 %) och fyra i region 22 (4 %) klassas som långsamt flytande vid båda provtagningarna, eller enbart klassats vid den ena provtagningen. Det fanns 70 lokaler i region 14 (66 %) som klassats som snabbt flytande och 77 i region 22 (84 %) som klassats som snabbt flytande vid båda provtagningarna, eller enbart klassats vid ett provtagningstillfälle. I hela Riksinventeringsmaterialet från år 2000 var motsvarande siffror 25 % lokaler med långsamt flytande vatten i region 14 och 17 % i region 22, medan en lokal av 37 var långsamt flytande i region 20.

Av de 207 lokaler som både elfiskats och där man tagit bottenfaunaprov i Riksinventeringen så hade 30 % ett heterogent bottensubstrat enligt klassificeringen ovan, medan 11 % hade ett homogent substrat på provtagningslokalen. Man måste dock komma ihåg att klassificeringen i heterogent respektive homogent bottensubstrat är godtycklig. Totalt 25 % av lokalerna med långsamflytande vatten hade ett heterogent bottensubstrat, medan 17 % av dessa hade ett homogent substrat. För de snabbflytande lokalerna var motsvarande siffror 33 % heterogent respektive 8 % homogent bottensubstrat. I hela Riksinventeringen har 25 % av provtagningslokalerna ett heterogent bottensubstrat, medan 12 % har ett homogent substrat. På de långsamflytande lokalerna hade 6 % en heterogen botten, medan 19 % hade en homogen botten. På lokalerna med snabbflytande vatten var motsvarande siffror 30 % heterogent substrat och 10 % homogent substrat i Riksinventeringen som helhet.

I denna studie har 66 % av provtagningslokalerna klassats som lämpliga och 30 % som olämpliga för bottenfaunaprovtagning

(med avseende på bottensubstrat). Av de långsamflytande vattendragen har hela 58 % av de klassade vattendragen fått bedömningen olämplig som provtagningslokal, motsvarande siffra för lokalerna med snabbt flytande vatten var 24 %. I jordbruksvattendrag klassas 36 % som olämpliga för bottenfaunaprovtagning, medan det i skogsvattendrag var 31 % som klassades som olämpliga för bottenfaunaprovtagning.

4.1.3 Kemisk status på provtagningslokalen

Totalt 83 av de 207 lokalerna (40 %) har höga halter av närsalter, vilket innebär att 124 lokaler (60 %) har låga halter. I hela Riksinventeringsmaterialet för år 2000 var motsvarande siffror 44 % höga halter och 56 % låga halter. De sura vattendragen var 26 stycken (13 %) enligt klassificeringen ovan och nio av dessa hade också en hög näringsstatus. I Riksinventeringen klassades 11 % av lokalerna som sura med kriterierna ovan och därmed 89 % som icke sura. Åtta av de nio sura lokalerna med hög näringsstatus ligger i Illies region 14, medan det nionde ligger i region 22. I region 14 finns totalt 78 lokaler som klassas som att de har en hög näringsstatus (74 %), medan det i region 22 var fyra lokaler med hög näringsstatus (4 %). I region 20 återfanns en lokal med hög näringsstatus och ingen som klassats som surt. I region 22 var det 17 lokaler som klassades som sura (18 %), medan det i Illies region 14 var nio lokaler (8 %) som klassades som sura. Åtta av dessa hade som sagts ovan också en hög näringsstatus. I hela Riksinventeringen klassades 81 % av lokalerna i Illies region 14 som näringsrika, medan 8 % klassades som sura. I region 22 klassades 15 % som näringsrika och 13 % som sura. I region 20 var fördelningen 2 % med höga närsalter och 10 % sura.

4.1.4 Provtagningslokalens närmiljö

Nittiosju av de 207 vattendragen hade ett skogklätt närområde på provtagningslokalen. Trettiosju av dessa låg i Illies region 14, 55 i region 22 och fem i region 20. Totalt 72 av de 97 provtagningslokalerna-

låg i avrinningsområden med en stor andel skog (> 60 %). Dessa fanns både i Illies region 14 (27 stycken), region 20 (1) och i region 22 (44 stycken). I 23 vattendrag hade provtagningspunkten en öppen närmiljö. Två av dessa låg i Illies region 22, de övriga 21 i region 14. Sexton av de 23 vattendragen låg i avrinningsområden med en stor andel jordbruksmark (> 25 %). Alla dessa vattendrag låg också i Illies region 14.

4.1.5 Förhållande markanvändning - habitattyp

Om man tittar på förhållandet mellan strömhastighet på provtagningslokalen och markanvändning i avrinningsområdet (uppströms provtagningspunkten), så finner man att sex lokaler i avrinningsområdet med mer än 25 % jordbruksmark klassas som långsamt flytande och tio som snabbt flytande, medan endast sex lokaler i avrinningsområden med mer än 60 % skogsmark klassas som långsamt flytande och 117 som snabbt flytande. Alla sex lokaler med långsamflytande vatten i jordbruksbygd återfinns i Illies region 14, medan två av de sex lokalerna med långsamt flytande vatten i skogsbygd återfinns i region 14, de övriga fyra i region 22. I Riksinventeringen som helhet har 42 % av lokalerna med hög andel åkermark låg strömhastighet, medan motsvarande siffra för lokaler i skogsmark är 18 %.

4.1.6 Förhållande markanvändning – kemisk status

Alla 28 lokaler med en hög andel jordbruk i avrinningsområdet (> 25 %) har höga halter av närsalter enligt klassificeringen ovan. Detta gäller även för hela Riksinventeringsmaterialet, där alla lokaler med hög andel jordbruksmark också har höga halter av närsalter. Fyrtiofyra av de 147 lokalerna (23 %) med en hög andel skog i avrinningsområdet hade höga närsalthalter, bland dessa fanns också åtta av de nio lokalerna som var både sura och hade höga närsalthalter. Motsvarande siffra (lokaler i skogsklädda avrinningsområden med höga närsalthalter) var för Riksinventeringen

som helhet 38 %. Tjugofem av de 28 lokalerna som klassas som sura ligger i avrinningsområden som till mer än 60 % består av skogsmark, för hela Riksinventeringen är motsvarande siffra densamma, dvs. 89 %.

4.1.7 Förhållande habitattyp – kemisk status

Sju av de tolv lokalerna som är långsamt flytande (53 %) har höga halter av näringsämnen, medan två av de tolv klassas som sura (17 %). I de lokalerna med snabbt flytande vatten klassas 52 av de 156 (33 %) som näringsrika, medan 18 (12 %) klassas som sura. En av lokalerna som är långsamt flytande klassas som både surt och med höga näringshalter, medan sex lokalerna med snabbt flytande vatten klassas på detta sätt. För hela Riksinventeringen 2000 har 64 % av lokalerna som är långsamflytande en hög näringsstatus, medan 39 % av de snabbflytande lokalerna klassas som näringsrika. Sura var 8 % av de långsamt flytande och 12 % av de snabbt flytande lokalerna i Riksinventeringen.

4.1.8 Förhållandet närmiljö- habitattyp

På 82 av de 85 lokaler (96 %) där skog dominerade närmiljön, klassades vattenhastigheten som snabb. Vid tre lokaler klassades den som långsamt flytande (4 %) och i tolv fall stämde inte klassningen vid bottenfaunaprovtagningen och elfisket överens när det gällde strömhastigheten. Vid de lokaler där närmiljön klassas som öppen, hade åtta en hög och fyra en låg strömhastighet, i elva fall stämde inte klassningen mellan bottenfaunaprovtagning och elfiske. I 14 fall var provtagningslokalen lämplig och i nio fall olämplig för provtagning av bottenfauna enligt bedömning vid Riksinventeringen 2000.

4.1.9 De vanligaste typerna av provtagna lokaler

I region 22 (Scandinavian shield) är den vanligaste typen av lokaler som både provtagits i Riksinventeringen 2000 och elfiskats, lokaler som ligger i avrinningsområden med en hög andel skog, de är snabbt

flytande och varken sura eller har en hög näringsstatus (50 stycken eller 54 %). Den näst vanligaste typen är snabbt rinnande, opåverkade lokaler, som ej domineras av varken jordbruk eller skogsmark i avrinningsområden (13 stycken eller 14 %). I Illies region 14 (Central plains) är den vanligaste typen av lokaler de som har en hög andel skog, är snabbt flytande och har en hög näringsstatus (26 stycken eller 25 %), näst vanligast är samma typ av lokaler, men som inte har en påverkad näringsstatus (19 stycken eller 18 %). I region 20 (Boreal highlands) är sex av de nio lokalerna (67 %) snabbt flytande, opåverkade och har en annan typ av markanvändning än skog eller jordbruksmark i avrinningsområdet.

4.1.10 Ekologisk bedömning av de provtagna lokalerna

För bottenfauna bedömt med surhetsindexet i bedömningsgrunderna fanns 73 % (151 lokaler) i de två klasserna måttlig eller ingen avvikelse från jämförvärdet, medan enbart fem lokaler klassades som mycket stor avvikelse från jämförvärdet. För Shannons diversitetsindex klassades hela 92 % i de två mest opåverkade klasserna, medan enbart två lokaler klassades som mycket stor avvikelse. För DSFI klassades 80 % (165 lokaler) som opåverkade, för detta index fanns inga lokaler som klassades vare sig som måttligt påverkade (klass 2), eller mycket stor avvikelse (klass 5) enligt bedömningsgrunderna. För ASPT klassades 97 % av vattendragen som ingen eller liten avvikelse från jämförvärdet och ingen lokal klassades sämre än som måttligt avvikande från jämförvärdet.

För fisk klassades 55 % (113 st) lokalerna som ingen avvikelse från jämförvärdet för reproduktion av laxfisk, medan 20 % (41 lokaler) klassades som mycket stor avvikelse. För surhetsbedömningen klassades 55 % (113 st) i de två minst påverkade klasserna, medan 7 % (14 lokaler) klassades i den mest påverkade klassen. För biomassa av inhemska arter klassades 39

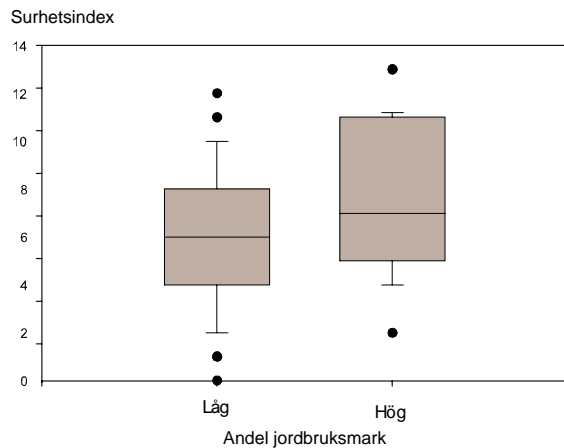
% (80 lokaler) i klass 1 och 2, medan 27 % (54 lokaler) hamnade i klass 5. För antalet inhemska arter var det 54 % (112 lokaler) i klass 1 och 2, medan 10 % (20 lokaler) klassades som mycket stor avvikelse. Antalet individer klassades i 80 % av lokalerna (165 st) som lite eller inget påverkade, medan 12 % (25 lokaler) klassades som mycket stor avvikelse. Andelen laxfisk bedömdes som lite eller inget avvikande i 50 % (103 lokaler) och mycket stor avvikelse i 30 % (62 lokaler). För parametern främmande arter var motsvarande siffror 97 % (201 lokaler) inte påverkade och endast 2 % (4 lokaler) mycket stor avvikelse. I den sammanvägda bedömningen klassas 85% (175 st) av lokalerna som inte eller lite påverkade, medan endast en lokal klassas som mycket stor avvikelse.

4.1.11 Förhållande ekologisk bedömning – markanvändning (andelen jordbruksmark) i avrinningsområdet

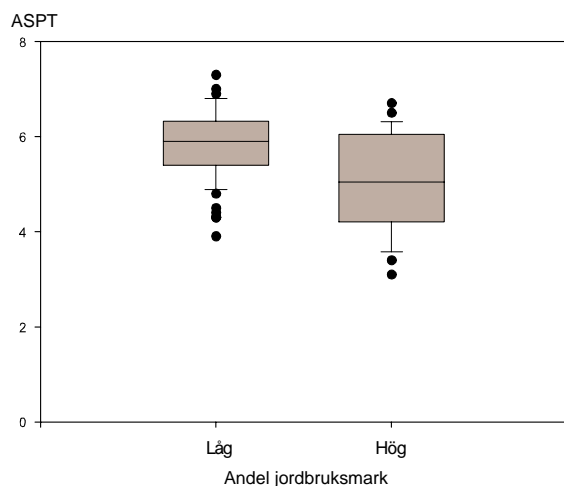
Inom Illies region 14 jämfördes alla provtagningslokaler som ligger i vattendrag där avrinningsområdet har en hög andel jordbruksmark (> 25 % [28 stycken]) med sådana lokaler där avrinningsområdet har en lägre andel jordbruksmark (78 stycken), eftersom alla provtagningslokaler med en hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet ligger i denna region. Alla fyra kemiska variabler (pH, alkalinitet, total P respektive N) hade högre halter/värden i de avrinningsområden med hög andel jordbruksmark jämfört med dem med en lägre andel.

Två av de fyra bottenfaunaindex som ingår i Bedömningsgrunder för Miljökvalitet har en statistiskt signifikant skillnad i indexvärden mellan provtagningslokaler där avrinningsområdet till mer än 25 % består av jordbruksmark och lokaler där avrinningsområdet består av annan mark (surhethetsindex [$p < 0.05$], ASPT [$p < 0.001$], Kruskal Wallis test). Det fanns däremot inte någon skillnad i antalet funna taxa ($p > 0,05$). Surhethetsindexet har generellt ett lägre indexvärde (indikerar lägre ekologisk kva-

litet) på lokaler med låg andel jordbruksmark i avrinningsområdet (Figur 1), medan ASPT visar på det omvända förhållandet, dvs en hög andel jordbruksmark sammanfaller med en lägre ekologisk status på provtagningslokalen (Figur 2).



Figur 1. Fördelningen av indexvärden (surhetsindex) för provtagningslokaler som ligger i avrinningsområden med en låg ($N = 78$) respektive hög ($N = 28$) andel jordbruksmark. Spridningsmått i boxplottarna är i alla fall median, 25 och 75 percentilen, samt 10 och 90 percentilen. Enskilda punkter representerar outliers.



Figur 3. Fördelningen av indexvärden (ASPT) för provtagningslokaler som ligger i avrinningsområden med en låg ($N = 78$) respektive hög ($N = 28$) andel jordbruksmark.

Det fanns ingen skillnad mellan provtagningslokaler i vattendrag med hög, respektive låg andel jordbruksmark i avrinningsområdet för bedömning av avvikelser från jämförvärdet för något av de fyra botten-

faunaindex som ingår i bedömningsgrunder. Någon sådan skillnad fanns inte heller för någon av de parametrar som ingår i fiskbedömningen, inte heller för medelvärdet eller den sammanvägda bedömningen baserat på fisk (Kruskal-Wallis test i samtliga fall och $p > 0.05$).

Alla provtagningslokaler med en hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet ligger i Illies region 14 och har höga närsaltshalter. Intressant blir att analysera om indexvärdet och klassificeringar skiljer sig i de fall lokalerna ser olika ut (olika strömhastighet, heterogent respektive homogent bottensubstrat och de fall där provtagningslokalen klassats som lämplig respektive olämplig för bottenfaunaprovtagning). Vid en jämförelse av de långsamt respektive de snabbt rinnande provtagningslokalerna, inkluderar analysen sex lokaler med långsamt rinnande vatten och tio lokaler med snabbflytande vatten, av de 28 med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet. En av de fyra kemiska variablerna (alkalinitet) skiljer sig mellan de långsamt (medelvärde = 4,83) respektive snabbt flytande (medelvärde = 2,83) lokalerna (envägs ANOVA; $p < 0,01$).

Vid en jämförelse av alla bottenfaunaindex och ekologiska klassificeringar, samt ekologiska klassificeringen för fisk (parametrar och sammanvägd bedömning), finns det inget som signifikant skiljer sig mellan de provtagningslokaler som är långsamt respektive snabbt flytande och där alla lokaler har höga närsaltshalter (Kruskal-Wallis test, $p > 0,05$).

Vid en jämförelse av de heterogena respektive de homogena provpunkterna, inkluderar analysen åtta heterogena och sju homogena provpunkter, av de 28 med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Ingen av de fyra kemiska variablerna skiljer sig åt mellan dessa två grupper av vattendrag (envägs ANOVA; $p > 0,05$). Det fanns ingen statistiskt signifikant skillnad mellan prov som tagits på punkter som klassifice-

rats som heterogena respektive homogena (se ovan) för något av bottenfaunaindexen eller ekologisk klassificering av bottenfauna, förutom för surhetsindexet, som hade högre indexvärden och därmed lägre avvikelse för heterogena lokaler (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$). Någon sådan skillnad fanns inte för bedömning av fisk (parametrar och samlad bedömning), (man måste här komma ihåg att fisken i många fall inte provtagits på samma lokal som bottenfaunan).

Vid en jämförelse av de provpunkter som provtagarna av bottenfauna i Riksinventeringen 2000 klassificerat som lämpliga respektive olämpliga för bottenfaunaprovtagning, inkluderar analysen 16 lämpliga och tio olämpliga provtagningslokaler, av de 28 med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Ingen av de fyra kemiska variablerna skiljer sig åt mellan dessa två grupper av vattendrag (envägs ANOVA; $p > 0,05$). Det fanns endast en statistiskt signifikant skillnad mellan prov som tagits på punkter som klassificerats som lämpliga respektive olämpliga (se ovan) och andelen laxfiskar baserat på antal, intressant nog var andelen högre på de lokaler som klassats som olämpliga jämfört med dem som klassats som lämpliga för bottenfaunaprovtagning (Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$), återigen måste man komma ihåg att fisken i många fall inte provtagits på samma lokal som bottenfaunan.

4.1.12 Förhållandet ekologisk bedömning – närmiljö

Sjuttio två lokaler med en hög andel skogsmark (> 60%) uppströms i avrinningsområdet hade också en hög andel skogsmark i provtagningslokalens närmiljö, medan fem lokaler med mycket skogsmark uppströms i avrinningsområdet hade en öppen närmiljö vid provtagningslokalen. Det fanns ingen statistisk signifikant skillnad för de fyra kemiska variablerna (envägs ANOVA, $p > 0,05$). Det fanns en statistiskt signifikant skillnad för surhetsindexet och Shannons index, samt för bedömning av avvikelse för

surhetsindexet, med lägre indexvärden (sämre ekologisk kvalitet) på lokaler med öppen närmiljö och bättre kvalitet på lokaler med skogklädd närmiljö (Kruskal-Wallis test, $p < 0,05$ [index], $p < 0,01$ [avvikelse]). Det fanns däremot inte någon statistiskt signifikant skillnad mellan övriga bottenfaunaindex, bedömning av avvikelse baserat på bottenfauna respektive fisk på lokaler med skogklädda avrinningsområden uppströms, där lokalen har öppen respektive skogklädd närmiljö.

Sexton lokaler med en hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet (> 25%) hade också en hög andel jordbruksmark i provtagningslokalens närmiljö, medan sex lokaler i jordbruksdominerade avrinningsområden hade en skogklädd närmiljö på provtagningslokalen. Inte heller här fanns någon statistiskt signifikant skillnad för de fyra kemiska variablerna och de två grupperna av vattendrag (envägs ANOVA; $p > 0,05$). Vid en jämförelse av bottenfaunaindex och avvikelse från jämförvärdet med öppna respektive skogklädda provtagningslokaler i avrinningsområden dominerade av jordbruksmark, så fanns inga statistiskt signifikanta samband. För fisk var det enda signifikanta sambandet att de skogklädda provtagningslokalerna hade en högre avvikelse för surhetsbedömningen baserat på fisk (Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$).

4.1.13 Förhållandet ekologisk bedömning – habitattyp på provtagningslokalerna

Totalt 107 av de 207 provtagningslokaler som ingick i studien har vare sig höga närsaltshalter, eller klassas som sura enligt definitionen ovan. Av dessa ligger 27 i Illies region 14, åtta i region 20 och 72 i region 22. Dessa analyserades tillsammans, med avseende på strömhastighet, samt provtagningslokalens heterogenitet/homogenitet, för provtagning av bottenfauna i relation till den ekologiska bedömningen. Analyserna inom denna del av rapporten bygger enbart på de opåverkade lokalerna (låg närsalthalt, ingen surhet). Totalt klassades 92 av de 107 provpunkterna som

snabbt rinnande, medan enbart fyra klassades som långsamt flytande. Trettio klassades som heterogena med avseende på substrat och tio som homogena, 78 klassades som lämpliga för provtagning av bottenfauna och 28 som olämpliga för denna typ av provtagning.

Det fanns ingen statistiskt signifikant skillnad för de kemiska variablerna mellan de snabbflytande och långsamt flytande vattendragen eller för bedömningen av fisk (envägs ANOVA; $p > 0,05$), förutom för parametern biomassa av inhemska fiskarter, där man fångade mer fisk på de långsamt flytande lokalerna jämfört med de snabbflytande (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Det fanns ingen skillnad för de kemiska variablerna mellan de provtagningslokaler som hade ett heterogent bottensubstrat respektive homogent substrat. Inget av bottenfaunaindexen eller klassificeringen baserad på bottenfauna eller fisk skiljde sig signifikant åt mellan heterogena och homogena lokaler med avseende på bottensubstrat (Kruskal-Wallis test, $p > 0,05$).

4.2 Analys av 30 Högländsvattendrag

4.2.1 Påverkan i avrinningsområdet

Till skillnad från Bedömningsgrunderna för miljö kvalitet så motsvarar motsvarar vid bedömning i System Aqua ett högt värde en hög naturlighet i en skala från 0-5. I 25 av de 30 vattendragen var fragmenteringsgraden hög (NA1), dvs en stor andel av vattendraget har fysiskt påverkats. Endast i ett av vattendragen bedömdes naturligheten som mycket hög (indexvärde 5) med avseende på den fysiska påverkan (Häradssjöbäcken). Den kemiska påverkan (NA2) var inte lika påtaglig som den fysiska, på avrinningsområdesnivån. Tio vattendrag klassades som låg – måttlig påverkan med avseende på kemi (alkalinitet och total P), 17 vattendragsobjekt hade en hög eller mycket hög naturlighet, medan tre objekt inte kunde bedömas. Intensiteten av markanvändning i avrinningsområdet (NA3) klassades i alla 30 vattendragen

som måttlig naturlighet (26 stycken) eller hög naturlighet (4 stycken). Den sammanvägda bedömningen för avrinningsområdet innebar att inget vattendragsobjekt klassificerades som att det hade en mycket hög naturlighet, ett hade en hög naturlighet, 15 en måttlig, 12 en låg och två en mycket låg naturlighet.

4.2.2 Påverkan på vattendragsobjektet

För variabeln bestående ingrepp (N1), klassades enbart fyra av de 30 vattendragsobjekten med ett högt eller mycket högt indexvärde, medan 16 hade ett lågt, mycket lågt eller extremt lågt indexvärde. Påverkan var inte lika stor på flödet, där tio av vattendragsobjekten hade ett högt eller mycket högt indexvärde, medan de övriga 16 hade ett måttligt eller lågt värde. Inte heller markanvändningsintensiteten i närmiljön var lika påverkad som flödet, där 16 vattendrag hade ett högt eller mycket högt värde, medan nio hade ett måttligt eller lågt värde och fem inte gick att klassificera. Förändringen i växt och djursamhället var något större, där 15 vattendrag hade en hög naturlighet, tio en måttlig och fem en låg eller mycket låg naturlighet. Vattenkvaliteten var inte heller lika påverkad i objekten, där 15 vattendrag hade en hög eller mycket hög naturlighet, fem en måttlig, tre en låg eller mycket låg och sju kunde inte klassificeras. Den slutliga bedömningen för naturligheten var i två vattendrag hög, 23 vattendrag måttlig och i fem vattendrag låg.

4.2.3 Provtagningslokalernas naturlighet

I varje vattendrag fanns mellan 13 (Brusaån nedre) och en provtagningslokal för antingen bottenfauna, elfiske eller båda. Ingen bedömning av provtagningslokalen med avseende på naturlighet kunde göras för Bodaån, men för de övriga hade sju vattendrag en artificiell närmiljö på båda sidor om provtagningslokalen, medan 27 hade en artificiell närmiljö på en sida och 62 hade naturlig närzon på båda sidor av vattendraget. Alla lokaler klassades som mer eller mindre rensade, där elva hade en måttlig naturlighet, medan de övriga hade

en lägre grad av naturlighet och tolv lokaler inte var bedömda med avseende på denna variabel. I den sammanvägda bedömningen för lokalerna, bedömdes 59 som att de hade en hög eller mycket hög grad av naturlighet, tre hade en måttlig grad och de 34 en låg eller mycket låg grad av naturlighet, medan två lokaler inte var bedömda.

4.2.4 Markanvändning – kemi

Det fanns inget samband mellan intensiteten av markanvändning i avrinningsområdet och den vattenkemiska naturlighetsklassningen för vattendragsobjektet (Pearsons Chi² test; $p > 0,05$). Inget sådant samband fanns heller mellan intensiteten av markanvändning vid vattendragsobjektet och den vattenkemiska bedömningen av vattendragsobjektet (Pearsons Chi² test; $p > 0,05$).

4.2.5 Ekologisk bedömning – fisk

Av de 30 vattendragsobjekten klassades 27 som att de har ingen eller obetydlig avvikelse för jämförvärdet, medan ett vattendrag hade en måttlig avvikelse, två vattendrag kunde inte bedömas vid den sammanvägda bedömningen för alla sju parametrarna (Tabell 1). Detta baserat på flera provtagna lokaler i varje vattendrag. Bedömningen för de enskilda parametrarna varierar mycket mer än för den samlade Bedömningen för Miljökvalitet. Antalet inhemska arter är den parameter som är bäst relaterad till den sammanlagda bedömningen för varje vattendragsobjekt.

Tabell 1. Bedömning av fisk (avvikelse från jämförvärdet) för de 28 vattendragsobjekten. Siffrorna anger antalet objekt som bedömts i en viss klass. SD = samlad bedömning enligt Bedömningsgrunder för Miljökvalitet.

| Parameter/Bedömning | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---------------------|----|---|---|---|---|
| Arter | 24 | | 3 | 1 | |
| Biomassa | 7 | 1 | | 2 | |
| Ind | 8 | 4 | 2 | 1 | 1 |
| Laxfisk | 3 | 5 | 1 | 2 | 2 |
| Repr. Laxfisk | 14 | | 1 | | 3 |
| Surhet | 9 | 5 | 2 | 2 | |
| Fr. arter | 25 | | | | 3 |
| SD | 27 | 1 | | | |

4.2.6 Ekologisk bedömning – bottenfauna

I denna första jämförelse av bottenfaunadata har enbart data från en lokal i vart och ett av de 27 vattendragen ingått. Vid en jämförelse av tillståndsbedömningen med avseende på bottenfauna och avvikelse från jämförvärdet, visade det sig att avvikelser från jämförvärdet alltid klassade vattendragen som mer opåverkade (lägre värde vid bedömningen), jämfört med tillståndsklassningen. För t.ex. ASPT klassades 26 av de 27 vattendragen som att de har ingen eller liten avvikelse från jämförvärdet, medan endast två vattendrag klassades som att de hade ett mycket högt index (Tabell 2).

Tabell 2. Jämförelse av bedömning av tillståndet (till), med bedömningen av avvikelser för jämförvärdet (avv) för bottenfauna med hjälp av Bedömningsgrunder för Miljökvalitet.

| Parameter/Bedömning | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---------------------|----|----|----|---|---|
| ASPT (till) | 2 | 20 | 3 | 1 | 1 |
| ASPT (avv) | 26 | | 1 | | |
| DSFI (till) | 15 | 5 | 1 | 3 | 3 |
| DSFI (avv) | 21 | 3 | | | |
| Shannon (till) | | 4 | 16 | 5 | 2 |
| Shannon (avv) | 26 | | | 1 | |
| Surhet (till) | | 4 | 16 | 5 | 2 |
| Surhet (avv) | 26 | | | 1 | |

4.2.7 Naturlighetsklassning av avrinningsområde – ekologisk bedömning

För fisk fanns inga statistiska samband mellan avvikelse från jämförvärdet och fragmenteringsgrad (NA1), kemisk påverkan (NA2), eller intensiteten av markanvändningen i avrinningsområdet (NA3) (Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$). Inte heller något av de bottenfaunaindex som ingår i Bedömningsgrunderna för Miljökvalitet eller avvikelse för jämförvärdet för dessa index hade något statistiskt samband med naturlighetsklassningen av avrinningsområdet.

4.2.8 Naturlighetsklassning av vattendragsobjekt – ekologisk bedömning

Vid en analys av sambandet mellan naturlighetsbedömningen för vattendragsobjektet och bedömningen av fisk enligt Bedömningsgrunder för Miljökvalitet, fanns tre statistiska samband. Antalet inhemska

arter var relaterat till objektets vattenkvalitet (beroende på att den lokal som hade den sämsta kemiska kvaliteten också bedömdes som kraftigt avvikande med avseende på antalet inhemska fiskarter). Förhållandet var däremot det omvända för antalet individer som också hade ett samband med den kemiska kvaliteten, detta berodde på att de objekt som hade en hög kemisk kvalitet, samtidigt bedömdes som avvikande med avseende på fisk. Samma mönster fanns för sambandet mellan den totala naturlighetsbedömningen av vattendragsobjektet och antal individer av fisk fångade vid elfiskena, dvs en högre naturlighetsklass sammanföll med en lägre bedömning (större avvikelse) enligt bedömningsgrunderna (Tabell 3). Vid en analys av sambandet mellan naturlighetsbedömningen för de enskilda vattendragsobjekten och bedömningen av bottenfauna (avvikelse) enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet, fanns det få statistiska samband (Tabell 4). För ASPT fanns ju enbart klassificeringen i Svartån (klass 3) som skiljde sig från de andra vattendragen (bedömda som klass 1 i alla fall). Shannons diversitetsindex och surhetsindexet hade ett statistiskt signifikant samband med förändringar i djur och växtlivet, medan Shannons diversitetsindex hade ett samband med naturligheten av vattenkemi i vattendraget (Tabell 4). Shannons diversitetsindex hade ett positivt samband med vattendragets kemiska klassning, dvs bättre ekologisk status sammanföll med högre grad av kemisk naturlighet i vattendraget. Däremot var relationen mellan Shannons diversitetsindex och förändringar i växt och djursamhället inte särskilt klara, detsamma gällde relationen mellan surhetsindexet och förändringar i växt och djursamhället. Dansk Faunaindex visade ett samband med påverkan på flödet, där låga indexvärden (låg ekologisk status) sammanföll med högre påverkan på flödet.

Tabell 3. Relation mellan naturlighetsklassning för de fem variablerna för de 27 vattendragsobjekten enligt System Aqua och bedömning av avvikelse för fisk enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. N1 = bestående ingrepp, N2 = påverkan på flödet, N3 = markanvändning [intensitet] i närmiljön, N4 = förändring i växt- och djursamhällen, N5 = vattenkvalitet [kemi]. Sambandet redovisas för Pearsons χ^2 test och endast p-värdet redovisas som antalet * och indikerar statistiska signifikansen (* = $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$), ns = ej signifikant, ej test = data medgav ej att sambandet testades.

| Paramet. | N1 | N2 | N3 | N4 | N5 | SA |
|------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Ant. arter | ns | ns | ns | ns | *** | ns |
| Biomassa | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ | ej test | ns ⁺ | ns |
| Individer | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ | ** | ns ⁺ | * |
| Laxfiskar | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ | ns ⁺ |
| Reprod. | ns | ns | ns | ns | ns | ns |
| Surhet | ns | ns | ns | ns | ns ⁺ | ns |
| Fr. arter | ns | ns | ns | ns | ns | ns |
| Saml. bed. | ns | ns | ns | ns | ns | ns |

+ = testet suspekt pga. snedfördelade data mellan grupperna, t.ex. för få data i en klass.

Tabell 4. Relation mellan naturlighetsklassning för de fem variablerna för vattendragsobjektet enligt System Aqua och bedömning av bottenfauna (avvikelse) enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. N1 = bestående ingrepp, N2 = påverkan på flödet, N3 = markanvändning [intensitet] i närmiljön, N4 = förändring i växt- och djursamhällen, N5 = vattenkvalitet [kemi]. Sambandet redovisas för Pearsons χ^2 test och endast p-värdet redovisas som antalet * och indikerar statistiska signifikansen (* = $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$), ns = ej signifikant.

| Paramet. | N1 | N2 | N3 | N4 | N5 | SA |
|----------|-----------------|----|----|----|-----------------|----|
| ASPT | ns | ns | ns | ns | ns | ns |
| DSFI | ns ⁺ | * | ns | ns | ns ⁺ | ns |
| Shannon | ns | ns | ns | ** | ** | ns |
| Surhet | ns ⁺ | ns | ns | ** | ns ⁺ | ns |

+ = testet suspekt pga. snedfördelade data mellan grupperna, t.ex. för få data i en klass.

4.2.9 Naturlighetsklassning av provtagningslokal – ekologisk bedömning med bottenfauna

Av de 27 vattendrag som provtagits med avseende på bottenfauna hade sex mycket hög naturlighet, elva en hög naturlighet, tre en måttlig naturlighet och fyra en mycket låg naturlighet för naturlighetsklassningen

av provtagningslokalen (se ovan; en lokal per vattendrag inkluderad i analysen). Tre vattendrag kunde ej bedömas beroende på att det saknades data. Både surhetsindexet och Shannons diversitetsindex klassificerade alla lokaler som ingen eller lite avvikande från jämförvärdet, medan återigen endast en lokal klassades som tydligt avvikande för ASPT (de övriga 22 som ingen eller lite avvikande), medan DSFI klassade två lokaler som måttligt avvikande (de övriga som ingen eller lite avvikande). Det fanns inte något statistiskt samband mellan den ekologiska klassningen (avvikelse) för något av de fyra index som ingår i Bedömningsgrunderna för Miljö kvalitet och provtagningslokalens naturlighet med avseende på närzonens naturlighet och rensning på sträckan (Pearsons χ^2 test, $p > 0.05$).

4.2.10 Naturlighetsklassning av provtagningslokal – ekologisk bedömning med fisk

Av de 28 vattendrag som provtagits med avseende på fisk hade åtta mycket hög naturlighet, nio en hög naturlighet, ingen en måttlig naturlighet, fem en låg naturlighet och fyra en mycket låg naturlighet för den fysiska naturlighetsklassningen av provtagningslokalen (se ovan; en slumpmässigt vald lokal per vattendrag inkluderad i analysen). Tjugotre av vattendragen klassades i den sammanvägda bedömningen som att de har ingen eller liten avvikelse från jämförvärdet, medan tre lokaler hade en måttlig avvikelse från jämförvärdet. Två parametrar (surhet och främmande arter), samt den sammanlagda bedömningen klassade ingen av de provtagna lokalerna som att de hade en stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet (Tabell 5). Biomassan (nio lokaler) och antal individer (åtta lokaler) var de parametrar där flest antal lokaler klassades som att de hade antingen en stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet. Det fanns ett statistiskt samband mellan bedömningen av antalet individer av fisk och den fysiska påverkan på lokalen ((Pearsons χ^2 test, $p < 0.05$), men inte mellan den fysiska påverkan och någon av de andra sex parametrarna, inte heller för

den sammanvägda bedömningen och den fysiska påverkan.

Tabell 5. Bedömning av avvikelse för fisk enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet för en lokal per vattendrag (totalt 26 stycken). Siffrorna anger antalet objekt som bedömts i en viss klass. SD = samlad bedömning enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet.

| Paramet. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | Ingen bed. |
|------------|----|----|---|---|---|------------|
| Ant. arter | 16 | 2 | 2 | 2 | 1 | 3 |
| Biomassa | 9 | 4 | 4 | 6 | 3 | 0 |
| Individer | 6 | 8 | 4 | 7 | 1 | 0 |
| Laxfiskar | 7 | 10 | 0 | 1 | 5 | 3 |
| Reprod. | 17 | 0 | 0 | 0 | 4 | 5 |
| Surhet | 11 | 12 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Fr. arter | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Saml. bed. | 23 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |

4.2.11 Ekologisk bedömning av bottenfauna - flera lokaler i samma vattendrag

Antalet provtagningslokaler för bottenfauna i de olika vattendragsobjekten varierade mellan ett (i 21 vattendrag) och 2-3 (i sex vattendrag). I de fem vattendrag där bottenfaunaprover tagits på flera ställen, sammanföll naturlighetsklassningen för den provtagna lokalen väl för Brusaån, Svartån och två av de tre lokalerna i Sällevadsån. Den ekologiska klassningen (avvikelse) av bottenfauna för de fyra indexen var samma för lokalerna i Brusaån, Linneån, Sällevadsån, och Solgenån, men skiljde sig för ASPT i Svartån (klass 3 på en lokal och klass 1 på den andra) och för DSFI i Vetlandabäcken (klass 2 på en lokal och klass 1 på den andra). I tre vattendrag, Solgenån, Sällevadsån och Vetlandabäcken skiljde det sig flera klasser vid en bedömning av naturligheten på provtagningslokalen, men här fanns som sagt ingen skillnad i den ekologiska statusklassificeringen med avseende på bottenfauna. I Svartån hade båda provtagningslokalerna samma naturlighetsklass för närzonen/rensning, medan det i Vetlandabäcken var den lokal med lägre ekologisk status med avseende på DSFI som hade den högsta graden av naturlighet i närzonen/rensningsgrad.

4.2.12 Ekologisk bedömning av fisk - flera lokaler i samma vattendrag

I 16 av vattendragen fanns data från flera elfiskade lokaler som även kunde bedömas enligt bedömningsgrunderna för miljökvalitet av fisk. Totalt fanns i dessa vattendrag 48 provtagningslokaler, där det i varje vattendrag fanns mellan 2 och 6 provtagningslokaler. Den sammanvägda bedömningen med avseende på fisk var för 46 av de 48 lokalerna ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet, för en lokal en liten avvikelse och för en lokal en tydlig avvikelse. De övriga elfiskade lokalerna i de två vattendrag där en lokal bedömts som avvikande från jämförvärdet, bedömdes alltså inte som påverkade. Det motsvarar väl den samlade bedömningen för varje vattendragsobjekt, där alla dessa vattendrag bedömdes som att de inte hade någon avvikelse från jämförvärdet. Det var stor skillnad i hur de enskilda parametrarna som ingår i bedömningen varierade inom vattendrag (olika lokaler) och mellan vattendrag. För antalet funna arter fanns 7 lokaler som klassades som sämre än ingen avvikelse från jämförvärdet, två av dessa lokaler låg i samma vattendrag. Bedömningen av biomassa var mer jämnt fördelad mellan de olika klasserna, men i alla vattendrag utom ett fanns både lokaler som klassades som att de har en stor avvikelse från jämförvärdet eller sämre och lokaler som klassas som att de har en liten avvikelse eller bättre. Klassificeringen av antalet funna individer var också relativt jämnt fördelad mellan de olika påverkansklasserna. Återigen fanns i de flesta vattendrag både lokaler som klassades som påverkade och opåverkade. För bedömningen av andelen laxfisk klassades de flesta lokaler (36 stycken) i de två mest opåverkade kategorierna, medan fem lokaler klassades i de två mest påverkade klasserna. Dessa fem lokaler låg alla i olika vattendrag. För reproduktion av laxfisk klassades 35 lokaler i den mest opåverkade klassen, medan de övriga klassades i den mest påverkade kategorin. Återigen fanns i alla vattendrag lokaler som klassades i båda dessa kategorier. För sur-

hetsbedömningen klassades inga lokaler i de två mest påverkade kategorierna och de fem lokaler som klassades som tydligt avvikande från jämförvärdet låg alla i olika vattendrag. Slutligen klassificeringen utifrån andelen främmande arter där två lokaler har en mycket stor avvikelse från jämförvärdet, medan alla de övriga klassas i den mest opåverkade kategorin. Dessa två påverkade lokaler ligger inte i samma vattendrag.

5. Diskussion

Förhållandet mellan de fysisk-kemiska faktorerna

Inte oväntat visar en genomgång av de vattendrag som ingår i studien (Riksinventering och elfiskeregistret) att provlokaler i olika delar av landet kan se väldigt olika ut. I norra Sverige har man oftast inga problem att hitta en forssträcka för provtagning, medan det i ett vattendrag i jordbruksbygderna i södra Sverige kan vara mycket svårt att hitta en sådan sträcka att provta. I Illies region 14 (Central plains) består i medeltal 23 % av avrinningsområdet av åkermark, medan i region 22 (Scandinavian shield) enbart 1 % av marken i avrinningsområdet i medeltal består av jordbruksmark. Detta påverkar givetvis möjligheterna att hitta en bra provtagningslokal, när proverna bör tas på en strömsträcka. Trots detta har 20 % av proven i Riksinventeringen 2000 tagits på lokaler som är långsamt flytande, där så mycket som 34 % av vattendragen i region 14 klassats som långsamt flytande.

Frågan är då: vad representerar ett prov taget på en lokal med långsam, respektive snabb strömhastighet och vilka faktorer påverkar de index/parametrar man beräknar och de bedömningar av påverkan/tillstånd man gör utifrån dessa värden. Om analysresultaten inte påverkas av en faktor (som t.ex. strömhastigheten), så spelar det ju ingen roll för provets representativitet om det är taget på en sträcka som är långsam- eller snabbflytande. Det kanske till och med är så att i ett vattendrag i jordbruksbygd, så är ett prov taget på mjukbotten i ett långsamt flytande parti mer representativt för vattendraget? I vattendrag i jordbruksbygd har 38 % tagits på långsamt flytande lokaler (och då har man ändå letat efter en lämplig strömsträcka att ta provet på), medan endast 5 % av proven togs på en sådan sträcka i vattendrag där avrinningsområdet domineras av skog. Detta såg man ju också tydligt i Riksinventering-

en 2000, där provtagarna i 286 fall uppmanades att leta efter bättre provtagningspunkter, men sådana kunde enbart hittas i 35 fall.

Givetvis ser både fisk och bottenfaunasammansättningen annorlunda ut på långsamt flytande sträckor med mjukbotten jämfört med snabbflytande sträckor med stenbotten. Frågan blir då helt enkelt vad man vill indikera/bedöma. Om det är fysisk påverkan på ett vattendrag man vill bedöma med fisk alternativt bottenfauna, så bör ju provet tas på ett ställe som rent fysiskt representerar vattendraget så väl som möjligt. Andra viktiga faktorer som man vill indikera med hjälp av biologiska parametrar är fysiska förändringar/påverkan som t.ex. är viktigt för fisk, men som kan vara svåra att mäta direkt (t.ex. siltation, fragmentering av habitat eller effekter av vandringshinder).

Om man inte är intresserad av direkta skillnader beroende av olikheter i fysiska förutsättningar på olika provtagningslokaler (vid en bedömning av de kemiska förhållandena), så innebär sådana fysiska skillnader enbart naturlig variation som man därför vill försöka minimera vid provtagningen. Detta kan göras dels genom att instruera provtagarna i vilken typ av habitat proven bör tas, samt genom att på olika sätt ta hänsyn till sådana skillnader vid bedömningen av miljö kvalitet (t.ex. genom att använda olika jämförvärden för olika ekologiska regioner som för bottenfauna, eller ta hänsyn till strömhastigheten på provtagningslokalen som man gör vid bedömning av andel laxfisk i vattendraget). Sedan är det ju givetvis så att de fysiska förhållandena på olika rumslig nivå också påverkar de kemiska förhållandena på provtagningslokalen. Till exempel så har alla vattendrag som ligger i avrinningsområden med en hög andel jordbruksmark (> 25 %) också höga närsalthalter i vattendra-

get. Närsaltkoncentrationerna skiljer sig också mellan långsamt flytande vattendrag (där 53 % klassas som näringsrika), medan 33 % av de snabbt flytande vattendragen klassas som näringsrika.

Man kan då ställa sig tre frågor: i) klarar de bedömningsgrunder vi har dag att skilja ut den kemiska påverkan, oberoende av hur de fysiska förutsättningarna ser ut på provtagningslokalen och ii) hur väl kan de olika index/parametrar som finns för bottenfauna och fisk indikera olika typer av fysiska förhållanden, i avsaknad av kemisk påverkan, samt iii) vilka fysiska faktorer på olika rumsliga skalor påverkar index/parametrar och bedömningar baserat på de biologiska kvalitetselementen. Detta kommer att diskuteras nedan.

I Högländsvattendragen var frågeställningen delvis en annan eftersom naturligheten i avrinningsområdet, vattendragsobjektet och på provtagningslokalen analyserades i förhållande till de ekologiska bedömningarna. I Sandin m.fl. (2003) provtogs en naturlighetsgradient med tio vattendrag, där det visade sig att vattendragsobjekten i vissa fall hade en hög grad av naturlighet, medan den provtagna lokalen hade en låg grad av naturlighet, vilket borde inverka på bedömningen av miljökvalitet med de biologiska kvalitetselementen (fisk och bottenfauna). I denna studie ingick 30 vattendrag som biotopkarterats och intressant var att det inte fanns något statistiskt signifikant samband vare sig mellan intensiteten av markanvändningen i avrinningsområdet och vid vattendragsobjektet, avrinningsområdet och den provtagna lokalen, samt för vattendragsobjektet och den provtagna lokalen. Annars hade man förväntat sig att en hög intensitet av markanvändning i avrinningsområdet borde påverka både vattendragsobjektet och den provtagna lokalen. Femtioen av provtagningslokalerna hade en naturlighet som inte skiljde mer än en klass från naturligheten i vattendragsobjektet, medan det för 45 lokaler skiljde mer än en klass. Detta skulle kunna innebära att

proven inte tagits på lokaler som bäst representerar vattendraget, men istället på lokaler med en högre strömhastighet. Detta kan innebära att bedömningen blir mer jämförbar mellan olika vattendragsobjekt och olika lokaler (men samtidigt mindre representativt för vattendraget), men detta är spekulation som jag inte kunnat kontrollera med de data som finns för dessa vattendrag. En annan faktor som kan inverka på detta resultat är att lokalens naturlighet har bedömts utifrån dels närzonens naturlighet samt rensningsgraden i vattendraget. Rensningsgraden skulle kunna vara okorrelerad med markanvändningen, dvs att det finns rensade sträckor både i jordbruks- och skogslandskapet.

I alla sammanhang där man behöver klassificera variabler på olika sätt, kommer klassificeringen i sig och hur den går till att påverka resultaten. I denna studie har jag t.ex. valt att klassa vattendragen som långsamt, respektive snabbt flytande enligt klassningen i elfiskeprotokollet respektive fältprotokollet från Riksinventeringen 2000, de två klasserna i mitten (klass 1, respektive klass 2 i Riksinventeringsprotokollet) kommer givetvis att delvis överlappa p.g.a. olika provtagares uppfattning av vad som är klass 1 respektive klass 2. På samma sätt har jag klassat den kemiska påverkan för t.ex kemisk påverkan av total P som $<$ eller $>$ 25 $\mu\text{g/l}$. Detta bygger på ett enstaka prov, hösten 2000 och det finns givetvis ett antal lokaler där koncentrationen varit både högre och lägre under året före provtagningen. Detta innebär att endast index/parametrar som är tillräckligt robusta för att tydligt påvisa en skillnad mellan dessa grupper kommer att göra detta. Det gäller givetvis också för de fysiska faktorerna såsom strömhastighet, som kan variera kraftigt under året. För bedömning av den fysiska påverkan kan detta innebära att man inte upptäcker en fysisk faktor som påverkar den biologiska bedömningen, men som samtidigt varierar kraftigt under året och som delvis kan vara besvärlig att bedöma/mäta.

Påverkar provtagningslokalen den ekologiska bedömningen – eller representerar provtagningslokalerna de vattendrag de ligger i?

Om man tittar på hur markanvändningen (andel jordbruksmark i avrinningsområdet) påverkar bottenfaunaindex och klassificeringar baserat på bottenfauna, så finns ett statistiskt samband mellan hög andel jordbruksmark och låga indexvärden för ASPT, detta samband fanns däremot inte för de övriga bottenfaunaindexen (utom surhetsindexet som visade på ett motsatt förhållande) eller för avvikelser från jämförvärdet för något bottenfaunaindex. Parametrar och bedömningar baserade på fisk visar inte heller på ett sådant samband. Alla vattendrag som ligger i avrinningsområden med en hög andel jordbruksmark (> 25 %) har höga närsalhalter enligt klassificeringen ovan.

Jag jämförde sedan om det spelar någon roll om prover i sådana vattendrag tas på lokaler som är snabb- respektive långsamt flytande, homogena eller heterogena med avseende på bottensubstrat, eller har klassats som lämpliga respektive olämpliga för bottenfaunaprovtagning. Det visar sig då att strömhastigheten inte ser ut att ha betydelse för bottenfaunaindexen. Ingen av fiskparametrarna visade heller på en skillnad mellan de snabb- respektive långsamt flytande vattendragen. När det gäller bottensubstratet och om det är homogent eller heterogent, så har Olsen & Friberg (1999) visat att man hittar fler taxa och att DSFI är högre på lokaler med heterogent bottensubstrat. Det finns flera möjliga förklaringar till varför inget sådant samband hittades i den här studien. En förklaring kan vara att själva klassningen i en heterogen och en homogen grupp (baserad på fältprotokollet i Riksinventeringen 2000) blir felaktig, eller kan åtminstone inte tillräckligt klart skilja ut två tydliga grupper (se resonemanget ovan om klassificering av fysiska och kemiska variabler). Det fanns inte heller någon skillnad för de opåverkade vattendragen vid en jämförelse av in-

dex/parametrar mellan heterogena och homogena lokaler med avseende på bottensubstrat, så denna variabel verkar inte påverka den ekologiska bedömningen och därmed inte heller vad provtagningslokalen representerar.

När det gäller lokaler som klassats som lämpliga, respektive olämpliga för provtagning av bottenfauna, visar mina resultat något annat än om man tittar på data från hela Riksinventeringen 2000, där denna typ av lokaler hade både lägre antal taxa och lägre indexvärden än de lokaler som klassats som lämpliga för provtagning. Detta skulle kunna bero på att de flesta av dessa lokaler ligger i områden med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet och därmed högre närsalhalter vilket bottenfaunaindexen indikerar. Här har jag jämfört dessa lokaler med liknande lokaler, i avrinningsområden med en hög andel jordbruksmark, men som bedömts som lämpliga och då visar det sig att även de olämpliga lokalerna verkar representera vattenkvaliteten i bäcken eller ån väl. Det fanns dock en parameter med en statistiskt signifikant skillnad mellan de lämpliga och olämpliga lokalerna och det var andelen laxfisk baserat på antal. I detta fall var andelen laxfisk högre på de lokaler som klassades som olämpliga för provtagning, vilket är svårt att förklara.

Vid en analys av om närmiljön på den provtagna lokalen är viktig för provets representativitet undersökte jag om det var någon skillnad mellan provtagna på lokaler med skogklädd respektive öppen närmiljö i avrinningsområden som till största delen består av skog (> 60 %) eller en stor andel jordbruksmark (> 25 %). De kemiska variablerna skiljde sig inte mellan de två grupperna (skogklädd- öppen mark) vare sig för vattendrag i jordbruks- eller skogsmark. Indexvärdena för surhetsindexet och Shannons diversitetsindex var lägre på öppna provlokaler i skogklädda avrinningsområden och surhetsbedömningen av fisk på öppna provtagningslokaler i jord-

bruksvattendrag var också lägre än på skogklädda provtagningslokaler. I övrigt fanns inga skillnader vare sig för bottenfaunaindex eller avvikelse från jämförvärdet för vare sig fisk eller bottenfauna. Detta innebär att det inte verkar spela någon roll hur närmiljön ser ut i förhållande till markanvändningen i avrinningsområdet, man får ändå ett representativt biologiskt prov. Slutligen undersökte jag hur väl provtagna i olika typer av habitat, i olika regioner och med olika kemisk status indikerade påverkan respektive opåverkade kemiska förhållanden. Vid en bedömning av de näringspåverkade vattendragen finns inget samband mellan strömhastighet och klassificering för bottenfauna respektive fisk.

I Högländsvattendragen fanns inget samband mellan bedömningarna av fisk respektive bottenfauna och naturlighetsklassningen av avrinningsområdet (fragmenteringsgrad, kemisk påverkan, intensiteten av markanvändning i avrinningsområdet). Detta var något förvånande då åtminstone bottenfaunan borde indikera intensiteten av markanvändning och den kemiska påverkan, medan fisk borde indikera fysisk påverkan. Anledningen kan vara att jag bara använt mig av en provtagen lokal per vattendrag, både för fisk och bottenfauna och inte som är fallet normalt för fisk, tre provtagna lokaler i vattendraget för bedömningen. Detta på grund av att jag ville se hur väl en enskild provtagningslokal kan påvisa påverkan på avrinningsområdesnivå. När man däremot tittar på påverkan på vattendragsobjektsnivå finns flera statistiska samband med bedömningen för fisk. Dessa samband var dock negativa, det vill säga att ett mer opåverkat tillstånd sammanföll med en påvisad högre påverkan på fisk. För bottenfaunan fanns några samband mellan naturlighetsklassningen av vattendragsobjektet och bedömningen av avvikelse för bottenfauna. Shannons diversitetsindex och den kemiska klassificeringen korrelerade med varandra och DSFI visade på ett samband med flödet, där låga indexvärden (mer påverkat)

sammanföll med en högre påverkan på flödet. Detta indikerar alltså klart att en enskild provtagning av fisk eller bottenfauna inte kan representera påverkan på vattendraget som helhet.

Slutligen undersöktes om det fanns något samband mellan naturligheten på provtagningslokalen och fisk respektive bottenfauna. För fisk fanns det ett samband mellan antalet individer av fisk och den fysiska påverkan på lokalen, men inte för någon annan parameter eller för den sammanvägda bedömningen. Det fanns inte något statistiskt signifikant samband mellan något av indexen/ekologiska bedömningarna och lokalernas naturlighet för bottenfauna. Detta visar på två saker, dels att de bottenfaunaindex som används i bedömningsgrunderna är dåliga på att indikera fysisk påverkan, men samtidigt att lokalens naturlighet inte är viktig för att man skall kunna ta ett representativt bottenfaunaprov för att analysera den kemiska kvaliteten i vattendraget. Detta motsades till viss del vid en undersökning av de (få) vattendrag där flera lokaler provtagits för bottenfauna. I de fall dessa lokaler inom ett vattendrag hade en liknande naturlighetsklassning för lokalen, så visade också bedömningarna baserat på bottenfauna på liknande förhållanden, medan i de fall det skiljde flera klasser mellan naturlighetsklassningen för lokalen, skiljde sig också den ekologiska bedömningen baserat på bottenfauna. Antalet lokaler där det gick att göra en sådan jämförelse var trots detta så lågt, att några säkra slutsatser inte går att dra av detta. Man skulle kunna tänka sig att denna skillnad i naturlighet sammanfaller med ett uppströms- nedströms förhållande mellan dessa lokaler (nedströms – lägre grad av naturlighet), vilket skulle kunna innebära skillnader i den kemiska statusen mellan provtagningslokalerna, även om de ligger inom samma vattendragsobjekt.

6. Slutsatser

1. Inte alls oväntat visar en genomgång av de vattendrag som ingår i studien (Riksinventering och elfiskeregistret) att provlokaler i olika delar av landet kan se väldigt olika ut. I norra Sverige har man oftast inga problem att hitta en forssträcka för provtagning, medan det i ett vattendrag i jordbruksbygderna i södra Sverige kan vara mycket svårt att hitta en sådan sträcka. Detta påverkar givetvis möjligheterna att hitta en bra provtagningslokal, när denna bör tas på en strömsträcka.
2. Givetvis ser både fisk och bottenfaunasammansättningen annorlunda ut på långsamt flytande sträckor med mjukbotten jämfört med snabbflytande sträckor med stenbotten. Frågan blir då helt enkelt vad man vill indikera/bedöma. Om det är fysisk påverkan på ett vattendrag man vill bedöma med fisk alternativt bottenfauna, så bör ju provet tas på ett ställe som rent fysiskt representerar vattendraget så väl som möjligt. Andra viktiga faktorer som man vill indikera med hjälp av biologiska parametrar kan vara fysiska förändringar/påverkan som t.ex. är viktigt för fisk, men som kan vara svåra att mäta direkt (t.ex. siltation, fragmentering av habitat eller effekter av vandringshinder).
3. Det man tydligt kan se i den här studien är att varken bedömningsgrunderna baserat på fisk eller bottenfauna är särskilt bra på att indikera fysisk påverkan (även om fisk fungerar något bättre). Det borde därför utvecklas bedömningsrunder för biologiska parametrar som indikerar fysisk påverkan på rinnande vatten och inte bara kemisk påverkan.
4. En alternativ förklaring till de dåliga sambanden mellan fysiska förhållanden och de biologiska bedömningarna kan vara att de metoder som används för fysisk bedömning inte i tillräcklig grad indikerar den reella fysiska påverkan på vattendraget/provtagningslokalen.
5. Om man inte är intresserad av direkta skillnader beroende av olikheter i fysiska förutsättningar på olika provtagningslokaler (vid en bedömning av de kemiska förhållandena), så innebär sådana fysiska skillnader enbart naturlig variation som man därför vill försöka minimera vid provtagningen. Detta kan göras dels genom att instruera provtagarna i vilken typ av habitat proven bör tas, samt genom att på olika sätt ta hänsyn till sådana skillnader vid bedömningen av miljö kvalitet (t.ex. genom att använda olika jämförvärden för olika ekologiska regioner som för bottenfauna, eller ta hänsyn till strömhastigheten på provtagningslokalen som man gör vid bedömning av andel laxfisk i vattendraget).
6. Det fanns generellt få samband mellan avvikelse från jämförvärdet för fisk/bottenfauna och de olika fysiska påverkansparametrarna, oavsett vilken skalnivå (avrinningsområde/vattendragsobjekt/provtagningslokal) som man tittade på. När man istället tittade på indexvärdena för bottenfaunan fanns något fler signifikanta samband, det vill säga man förlorar information på att titta på en femgradig skala, till skillnad från att titta på en kontinuerlig gradient av indexvärden. För bedömningsgrunderna för fisk finns ett flertal samband mellan fysiska faktorer och enskilda parametrar, men aldrig något sådant samband när man tittar på den sammanvägda bedömningen för en lokal. Man skall återigen komma ihåg att minst tre lokaler skall provtas i ett vattendrag för att få en rättvisande bedömning baserat på fisk. För att på ett bättre sätt kunna bedöma påverkan på vattendraget som helhet, bör de lokaler som väljs ut för provtagning både fysiskt och kemiskt bättre representera vattendraget som helhet, om det är denna skalnivå man vill bedöma.
7. Slutsatsen av denna studie blir att för att bedöma kemisk status verkar det inte spela så stor roll hur provtagningslokalen ser ut, det vill säga närmiljö, strömhastighet etc, när man tittar på avvikelse från jämförvärdet, däremot kan enskilda index/parametrar påverkas av hur området runt vattendraget och i avrinningsområdet ser ut.

7. Referenser

- Andersson, L., Bergengren, J. & Liliengren, Y. Test av System Aqua – 30 vattendrag i Jönköpings län. Meddelande 2000:52 från Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- AQEM konsortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Downes, B. J., Barmuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., Mapstone, B. D. & Quinn, G. P. Monitoring ecological impacts. Concepts and practices in flowing waters. Cambridge University Press.
- Hughes, R. M., Paulsen, S. G. & Stoddard, J. L. EMAP-surface Waters: a multiassemblage, probability survey of ecological integrity in U.S.A. *Hydrobiologia* 422/423: 429-433.
- Illies, J. (ed.), 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Germany.
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. SNV Rapport 4913.
- Olsen, H-M. & Friberg, N. 1999. Biological stream assessment in Denmark: The importance of physical factors. Sidorna 89-96 i: Friberg, N. & Carl, J.D. (eds). *Biodiversity in benthic ecology*. Proceedings from the Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. NERI Technical Report No. 266.
- Sandin, L., Andersson, B., Bergengren, J., Bergquist, B., Broberg, O., Dahlberg, M., Fölsäter, J., Jarlman, A. & M. Östlund. 2003. Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns & Mörrumsåns avrinningsområden. Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Rapport 2003:4.
- Sandin, L. & Johnson, R. K. 2004 (i tryck). Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology*.
- Sandin, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. *Ecography* 26: 269–282.
- Wilander, A. Johnson, R.K. & Goedkoop W. Riksinventering 2000 - synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Rapport 2003:1, Institutionen för Miljöanalys, SLU.

