

Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofytter och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns & Mörrumsåns avrinningsområden

av

Leonard Sandin¹, Berta Andersson¹, Jakob Bergengren², Björn Bergquist³,
Ola Broberg², Magnus Dahlberg³, Jens Fölster¹,
Amelie Jarlman⁴, Mikael Östlund¹



- 1) Institutionen för Miljöanalys, Box 7050, 750 07 Uppsala
- 2) Länsstyrelsen i Jönköpings Län, 551 86 Jönköping
- 3) Sötvattenlaboratoriet, Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm
- 4) Jarlman HB, Stora Tvärgatan 33, 223 52 Lund

Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofyter
och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns &
Mörrumsåns avrinningsområden

Tryck 2003/08
Upplaga 60 ex
Inst. för Miljöanalys
ISSN 1403-977X

Sammanfattning

I och med att Ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) antogs hösten 2000 ställs nya krav på övervakning och kvalitetsbedömning av sötvattensförekomster i Sverige. I rinnande vatten ligger fokus på de biologiska kvalitetselementen påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk, där man bedömer den ekologiska statusen i fem klasser (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig). Bedömningarna bygger på att man definierat opåverkade (naturliga) förhållanden (s.k. referenser) för olika typer av vattendrag och att man sedan sätter upp bedömningskriterier baserat på hur de naturliga vattendragen ser ut.

I projektet togs prov i 10 vattendrag i Emåns och Mörrumsåns avrinningsområden. Kemi, påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk undersöktes på en lokal (integrerad provtagning) och elfiske utfördes på ytterligare två lokaler i varje vattendrag. Valet av vattendrag bygger på en naturlighetsvärdering av hela vattendraget enligt System Aqua (Naturvårdsverket 2001), där vattendragen bedöms ligga längs en gradient från mycket hög naturlighet till mycket låg naturlighet.

De tydligaste resultaten i studien var att Vetlandabäcken (ett av de två vattendrag som bedöms ha mycket låg naturlighet) klart skiljer sig från de övriga vattendragen med avseende på tre av de fyra organismgrupperna (ej för fisk). Bedömningen av påverkan längs naturlighetsgradienten i vattendragen fungerade relativt väl för den översiktliga påväxtanalysen och för kiselager, där vattendragen bedöms ligga i en gradient från mycket näringsfattigt till mycket näringsrikt. För bottenfaunan är Vetlandabäcken det enda vattendrag som tydligt skiljer sig från de övriga.

I makrofyttundersökningen finns två vattendrag som skiljer sig från de övriga, Sågebäcken (mycket hög naturlighet) som bedöms ha oligotrofa arter och Vetlandabäcken (mycket låg naturlighet) som bedöms innehålla arter som påvisar eutrofa förhållanden. Vid den sammanvägda bedömningen av elfiske-resultaten (för de tre lokalerna i varje vattendrag) var det bara Brändebäcken (hög grad av naturlighet) och Skiverstadsån (låg

grad av naturlighet) som klassades som något avvikande från typvärdet. Brändebäcken (klass 3) hade en större avvikelse från typvärdet än Skiverstadsån (klass 2).

Ett vattendrag som till större delen är opåverkat av mänskliga aktiviteter klassas totalt sett som ett vattendrag med hög naturlighet. Ibland kan det dock förekomma 'onaturliga' kortare avsnitt i ett 'naturligt' vattendrag. Det har visat sig att även det omvända förhållandet kan förekomma, dvs. att det i ett mycket påverkat vattendrag (t.ex. Vetlandabäcken) kan förekomma lokaler (kortare sträckor) med en hög grad av naturlighet (fysisk naturlighet, dvs. kriterierna rensningsgrad och påverkan på närmiljön). Fisk var den enda parameter som visade ett samband med den valda naturlighetsgradienten. Exempelvis stämmer naturlighetsklassningen för vattendraget Vetlandabäcken (som bedöms ha en mycket låg naturlighet) bra överrens med Bedömningsgrunderna för påväxt och bottenfauna och indikerar eutrofa förhållanden enligt en bedömning av makrofytsamhället, men avviker inte från typvärdet för fisk. Detta beror troligen på att vattendragens naturlighetsgradient sammanfaller med en fosforgradient, eftersom Bedömningsgrunderna för miljö kvalitet i mångt och mycket är framtaget för att bedöma kemisk påverkan på vattendrag (och inte fysisk/morfologisk påverkan), där växtsamhällena och smådjuren reagerer på måttliga förändringar i halterna av närsalter.

Eftersom vi i allt större utsträckning har fått den kemiska påverkan på våra vattendrag under kontroll, är det viktigt att vi utvecklar indikatorer och bedömningssystem som på ett tillförlitligt sätt även indikerar den fysiska påverkan på våra rinnande vatten. Vi bör också i större utsträckning än idag fundera över hur och varför vi väljer de provtagningslokaler vi gör i miljöövervakningen, dvs. är den lokal vi undersöker representativ för vattendraget? Detta kanske har mindre betydelse vid övervakning av kemisk påverkan, men som visats i denna studie, har det en stor inverkan på resultaten vid bedömning av ett vattendrags naturlighet som ju i mångt och mycket bygger på de fysiska förhållandena på lokalen.

Innehåll

Inledning	3
Undersökta vattendrag	4
Klassning av naturlighet i vattendragen	9
Provtagning och metoder	11
Resultat	17
Diskussion	35
Referenser	40
Appendix 1. Beskrivning av naturlighetsklassning av vattendragen	42
Appendix 2. Naturlighetsbedömning för de provtagna lokalerna	47
Appendix 3. Kemi provtagningsresultat	48
Appendix 4. Påväxt artlistor	51
Appendix 5. Bottenfauna taxalistor	55
Appendix 6. Makrofyter artlistor	56
Appendix 7. Makrofyter frekvenser	61
Appendix 8. Elfiskade lokaler	62
Appendix 9. Fysisk beskrivning av elfiskade lokaler	63
Appendix 10. Beräknade tätheter av fisk	64
Appendix 11. Max och min längd för öring och elritsa	65
Appendix 12. Bedömning av miljö kvalitet med fisk som bedömningsgrund	66

Inledning

I och med att Ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) antogs hösten 2000 ställs nya krav på övervakning och kvalitetsbedömning av sötvattensförekomster i Sverige. I rinnande vatten ligger fokus på de biologiska kvalitetselementen påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk, där man bedömer den ekologiska statusen i fem klasser (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig). Bedömningarna bygger på att man definierat opåverkade, naturliga förhållanden (s.k. referenser) för olika typer av vattendrag och att man sedan sätter upp bedömningskriterier baserat på hur organismsamhällena ser ut i de opåverkade vattendragen.

För att på ett säkert och kostnadseffektivt sätt övervaka och bedöma mänsklig påverkan i vattendrag, måste man veta vilka miljövariabler som påverkar organism-samhällena, men också hur de olika organismgrupperna samvarierar. Antalet studier som jämfört samhällsstruktur och bedömning av mänsklig påverkan hos olika typer av organismer längs påverkansgradienter i rinnande vatten är försvinnande litet. De studier som har gjorts, visar dock att de olika organismgrupperna påvisar störning på olika rums- och tidsskalor, samtidigt som de också är olika känsliga för olika typer av mänsklig stress (t.ex. skogsbruk, metaller, eutrofiering).

I en studie i Michigan, USA, visade Lammert och Allan (1999) att fisk och bottenfauna påverkas av olika miljövariabler. Fisksamhället i vattendragen var starkare relaterat till variationen i flöde och landanvändningen närmast vattendraget, medan bottenfaunan var mer relaterad till typen av substrat i vattendraget. Sonneman m.fl. (2001) fann att påväxt var en bättre indikator på ökade halter av närsalter, medan bottenfauna var mer känslig för störningar i avrinningsområdet. Fitzpatrick m.fl. (2001) fann att fiskindikatorer var bättre korrelerade med ett stort antal miljövariabler än indikatorer av bottenfauna och påväxt. Heino (2002) fann vid en jämförelse mellan artdiversiteten av makrofyter, fisk och bottenfauna (bäcksländor,

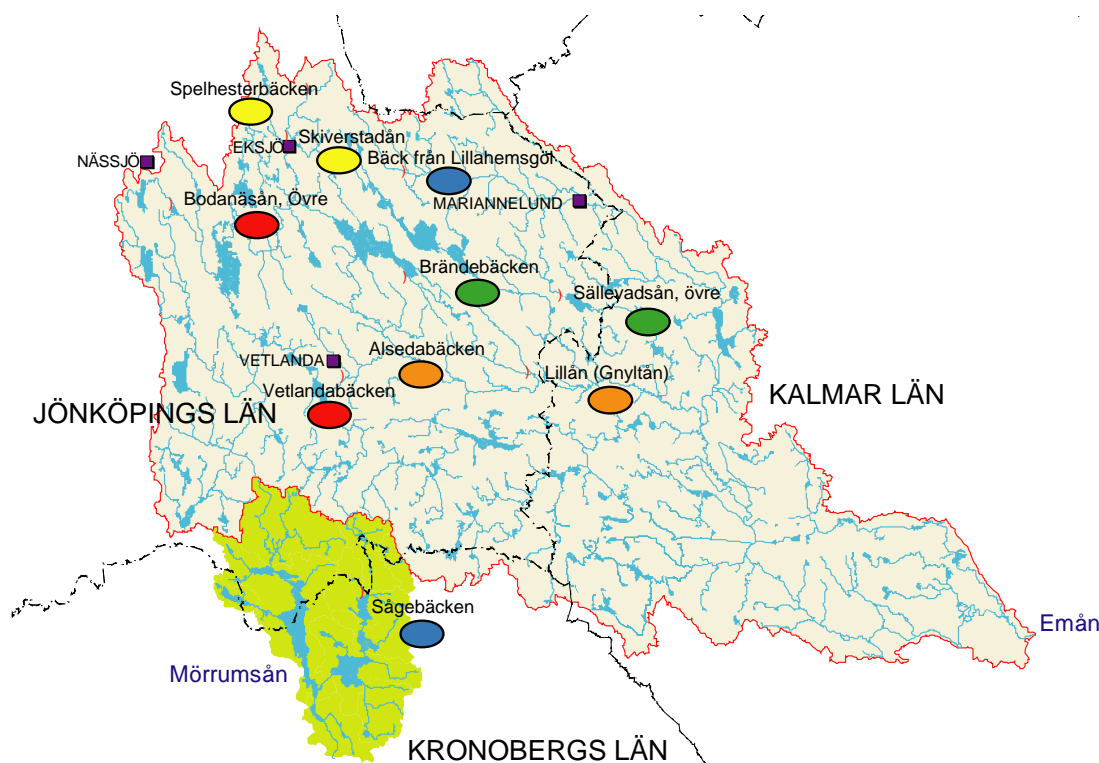
akvatiska skalbaggar och trollsländor) i Skandinavien att antalet arter av de olika organismgrupperna samvarierade starkt (för de flesta organismgrupperna minskar antalet arter ju längre norrut man kommer). Det finns alltså både studier som tyder på att de olika organismgrupperna kan samvariera, samtidigt som andra studier visar att det är stor skillnad i vilken typ av miljöfaktorer som styr eller samvarierar med de olika organismgrupperna i rinnande vatten.

De svenska Bedömningsgrunderna för Miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999), som för rinnande vatten har utvecklats för kemi, påväxt, bottenfauna och fisk fungerar väl för olika typer av kemisk påverkan på systemen (t.ex. eutrofiering och försurning). Däremot är dessa bedömningssystem inte testade för andra typer av påverkan, som t.ex. förändringar i hydrologi eller morfologi av vattendragen. Målet med den här studien var därför att:

- testa hur väl de fyra organismgrupperna kunde påvisa den fördefinierade naturlighetsgradienten, dvs. fungerar dagens bedömningsgrunder för miljökvalitet för andra typer av påverkan än rent kemiska
- testa vilka organismgrupper som ger liknande svar (är korrelerade) både när det gäller antalet funna arter (diversitet), artsammansättning och bedömning enligt nuvarande Bedömningsgrunder
- undersöka vilka fysiska/kemiska parametrar som bäst korrelerar med artsammansättningen hos de fyra organismgrupperna, dvs. kan man anta att sammansättningen av påväxt och bottenfauna styrs av mer lokala faktorer (inom vattendraget), medan fisk och makrofyter styrs av faktorer på landskapsnivå.

Studien har finansierats av Naturvårdsverkets miljöanalysavdelning, där Håkan Marklund varit projektansvarig.

Undersökta vattendrag



Figur 1. Karta över de 10 vattendrag som undersökts i projektet. Färgen på cirkeln under vattendragsnamnet indikerar vattendragets naturlighet (blå = mycket hög naturlighet, grön = hög naturlighet, gul = måttlig naturlighet, orange = låg naturlighet, röd = mycket låg naturlighet. Alla bedömningar gjorda enligt System Aqua (Naturvårdsverket 1999). Källa: SMHI (aro), Lanmäteriet (GSD – Röda Kartan, dnr 507-98-4720).

Alla tio vattendragen, utom Sägebäcken, ligger i Emåns avrinningsområde. Vattendragen är kodade från EM1- EM10, där vattendrag med låga nummer är klassade som mer naturliga (mindre påverkade), medan vattendrag med höga nummer är mer påverkade (se vidare Appendix 1). En mer detaljerad beskrivning av vattendragen finns i Bergengren m.fl. (2001).

EM1: Sägebäcken ligger 3,7 km S Linds-hammar i Vetlanda och Uppvidinge kommuner (Figur 1). Vattendraget rinner mellan Kolvesjön och Änghultasjön. Avrinningsområdets storlek uppgår till 9,5 km². Vattendragsobjektets längd är 2 070 m (sjöar förekommer inte på sträckan). Hela sträckan har karterats. Vattendraget domineras av strömmande sträckor. Det finns inga artificiella vandringshinder. Fem procent av vattendragsobjektets karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 232 m och

nedströms 208 m vilket innebär en lutning på 1,16 %. Närmiljön domineras av lövskog.

EM2: Bäck från Lillahemsgöl ligger 2,5 km O Bruzaholm i Eksjö kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Bruzaån (10), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Lillahemsgöl och Bruzaån. Avrinningsområdets storlek uppgår till 10 km², och enl. SMHI:s register består 96 % av skogsmark och 1 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd är 3 875 m (sjöar förekommer inte på sträckan). Hela sträckan har karterats. Vattendragsträckan domineras av strömmande sträckor. Det finns inga artificiella vandringshinder. Ingen del av vattendragets karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 245 m och nedströms 195 m vilket innebär en lutning på 1,29 %. Närmiljön domineras av myrmark (kärr, mader).

EM3: Brändebäcken är belägen ca 6 km NO Skede och ligger i Eksjö och Vetlanda kommuner (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Solgenån nedre (15), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Vrängen och Solgen. Avrinningsområdets storlek uppgår till 27 km², och enl. SMHI:s register består 88 % av skogsmark och 7 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd inkl. sjöar är 6 156 m och exkl. sjöar 5 882 m. Hela sträckan har karterats. Vattendraget domineras av strömmande sträckor. Det finns ett artificiellt vandringshinder och det är definitivt för öring. Tjugofyra procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 245 m och nedströms 194 m vilket innebär en lutning på 0,87 %. Närmiljön domineras av barr-blandskog.

EM4: Sällevadsån (övre) är belägen öster om Karlstorp och ligger i Vetlanda och Eksjö kommuner (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Sällevadsån (12), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendragssträckan rinner mellan förgrening söder Heda och Flen. Avrinningsområdets storlek uppgår till 41 km². Vattendragssträckans längd inkl. sjöar är 12 038 m och exkl. sjöar 7 158 m. Hela sträckan har karterats. Vattendraget domineras av strömmande sträckor. Det finns ett artificiellt vandringshinder som inte är definitivt för öring. Femtiotre procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 204 m och nedströms 181 m vilket innebär en lutning på 0,32 %. Närmiljön domineras av barr-blandskog

EM5: Spelhestersbäcken ligger 6 km S Askeryds kyrkby i Aneby och Eksjö kommuner (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Torsjöån (17), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Spelhestersdammen/Hällahester och Härstensbosjön. Avrinningsområdets storlek uppgår till 23 km² inkl. Härstensbosjön, och enl. SMHI:s register består 83 % av skogsmark och 4 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd inkl. sjöar är 10 045 m och exkl. sjöar 8 200 m, varav 4 030 m har karterats. Vattendraget domineras av strömmande sträckor. Det finns 3 artificiella vandringshinder och de är definitiva för öring.

13 % av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 280 m och nedströms 230 m vilket innebär en lutning på 0,61 %. Närmiljön domineras av barr-blandskog.

EM6: Lillån (biflöde Gnyltån) ligger 2 km NV Kvillsfors i Vetlanda kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Gnyltån (14), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Väg vid Vrånghult och Gnyltån. Avrinningsområdets storlek uppgår till 35 km², och enl. SMHI:s register består 91 % av skogsmark och 1 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd är 13 682 (rinner inte genom några sjöar) och totalt 11 586 m har karterats. Vattendraget domineras av strömmande sträckor. Det finns 4 artificiella vandringshinder varav 2 är definitiva för öring. Fyra procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 230 m och nedströms 113 m vilket innebär en lutning på 0,86 %. Närmiljön domineras av barr-blandskog.

EM7: Alsedabäcken rinner genom Alseda i Vetlanda kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Huvudfåran mellan (3), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Lindåsasjön och Emån. Avrinningsområdets storlek uppgår till 25 km², och enl. SMHI:s register består 86 % av skogsmark och 3 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd är 8 652 m (sjöar förekommer inte på sträckan), 4397 m har karterats. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns 2 artificiella vandringshinder varav det ena är definitivt för öring. Nittio procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 206 m och nedströms 142 m vilket innebär en lutning på 0,74 %. Närmiljön domineras av åkermark med en något mindre del öppen mark och barr-blandskog.

EM8: Skiverstadsån ligger öster om Eksjö i Eksjö kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Torsjöån (17), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Härstensbosjön och Hunsnäsen. Avrinningsområdets storlek uppgår till 47 km². Vattendragssträckans längd

inkl. sjöar är 7 079 m och exkl. sjöar 6 157 m. Hela sträckan har karterats. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns 3 artificiella vandringshinder varav 2 är definitiva för öring. Sjuttioåtta procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 230 m och nedströms 206 m vilket innebär en lutning på 0,39 %. Närmiljön domineras av åkermark.

EM9: Bodanäsåån (övre) eller Kvarntorpsån ligger strax söder om Nässjö i Nässjö kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Solgenån övre (16), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendragssträckan rinner mellan Spexhultasjön och Bodanäsasjön. Avrinningsområdets storlek uppgår till 30 km² inkl. Bodanäsasjön. Vattendragssträckans längd inkl. sjöar är 8 188 m och exkl. sjöar 6 591 m, varav 5 334 m har karterats. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns 6 artificiella vandringshinder varav 5 är definitiva för öring. Fyrtiotre procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 301 m och nedströms 268 m vilket innebär en lutning på 0,5 %. Närmiljön domineras av myrmark (kärr och mader).

EM10: Vetlandabäcken flyter genom Vetlanda i Vetlanda kommun (Figur 1). Den tillhör delavrinningsområde Huvudfåran mellan (3), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Ekenässjön och Emån. Avrinningsområdets storlek uppgår till 30 km², och enl. SMHI:s register består 68 % av skogsmark och 5 % av sjöytor. Vattendragssträckans längd är 10 996 m (inga sjöar ingår). Hela sträckan har karterats. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns 6 artificiella vandringshinder varav 3 är definitivt för öring. Åttioen procent av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 219 m och nedströms 177 m vilket innebär en lutning på 0,38 %. Närmiljön domineras av barrblandskog.

Beskrivning av de provtagna lokalerna

Sågebäcken (EM1)

Integrerad lokal: Uppströms bron

Vattendraget bedöms ha en mycket hög naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en måttlig naturlighet. Lokalen ligger 213 meter över havet. Vattendraget är rensat på lokalen och närmiljön domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av grus. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av gräs/halvgräs/vass (Figur 2).



Figur 2. Provtagningslokalen Uppströms bron i Sågebäcken (EM1).

Bäck från Lillahemsgöl (EM2)

Integrerad lokal: Gammal träbro

Vattendraget bedöms ha en mycket hög naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en hög naturlighet. Lokalen ligger 204 meter över havet. Vattendraget är inte rensat på lokalen och närmiljön domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av grus. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av gräs/halvgräs/vass (Figur 3).



Figur 3. Provtagningslokalen Gammal träbro i Bäck från Lillahemsgöl (EM2).

Brändebäcken (EM3)

Integrerad lokal: Brändekvarn

Vattendraget bedöms ha en mycket hög naturlighet, medan lokalen bedöms ha en måttlig naturlighet. Lokalen ligger 245 meter över havet. Vattendraget är rensat på lokalen och närmiljön domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av fina block. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av träd, främst gran (Figur 4).



Figur 4. Provtagningslokalen Brändekvarn i Brändebäcken (EM3).

Sällevadsån (EM4)

Integrerad lokal: Karlstorp

Vattendraget bedöms ha en hög naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en låg grad av naturlighet. Den provtagna lokalen ligger 186 meter över havet. Vattendraget är rensat på lokalen och närmiljön domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av sand. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av träd, främst al (Figur 5).



Figur 5. Provtagningslokalen Karlstorp i Sällevadsån (EM4).

Spelhesterbäcken (EM5)

Integrerad lokal: Uppströms vägbron

Vattendraget bedöms ha en måttlig naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en låg grad av naturlighet. Lokalen ligger 232 meter över havet. Vattendraget är omgrävt/kanaliserat på lokalen och närmiljön domineras av buskmark. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av finsten. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av buskar, främst pors (Figur 6).



Figur 6. Provtagningslokalen Uppströms vägbron i Spelhesterbäcken (EM5).

Lillån (EM6)

Integrerad lokal: Beteshagen

Vattendraget bedöms ha en måttlig naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en hög grad av naturlighet. Lokalen ligger 125 meter över havet. Ingen information finns tillgänglig om vattendraget är rensat eller inte. Vattendragets närmiljö domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig och botten-substratet dominerades av fin sten. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen dominerades av träd, främst al (Figur 7).



Figur 7. Provtagningslokalen Beteshagen i Lillån (EM6).

Alsedabäcken (EM7)

Integrerad lokal: Lassabacke

Vattendraget bedöms ha en låg naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en mycket låg grad av naturlighet. Den provtagna lokalen ligger 146 meter över havet. Vattendraget är rensat på lokalen och närmiljön domineras av buskmark. Strömhastigheten var måttlig och bottenstrukturer domineras av fina block. Lokalen var måttligt beskuggad, medan strandzonen domineras av träd, främst al (Figur 8).



Figur 8. Provtagningslokalen Lassabacke i Alsedabäcken (EM7).

Bodanäsån (EM9)

Integrerad lokal: Kvarntorpet

Vattendraget bedöms ha en mycket låg naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en låg grad av naturlighet. Lokalen ligger 297 meter över havet. Vattendraget är något rensat på lokalen och närmiljön domineras av lövskog. Strömhastigheten var måttlig och bottenstrukturer domineras av grus. Lokalen var kraftigt beskuggad, medan strandzonen domineras av ormbunkar och lövträd (Figur 10).



Figur 10. Provtagningslokalen Kvarntorpet i Bodanäsån (EM9).

Skiverstadån (EM8)

Integrerad lokal: Möllerydsdamm

Vattendraget bedöms ha en låg naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en mycket hög grad av naturlighet. Lokalen ligger 228 meter över havet. Vattendraget är inte rensat på lokalen och närmiljön domineras av lövskog. Strömhastigheten var måttlig och bottenstrukturer domineras av grov sten. Lokalen var kraftigt beskuggad, medan strandzonen domineras av träd (Figur 9).



Figur 9. Provtagningslokalen Möllerydsdamm i Skiverstadån (EM8).

Vetlandabäcken (EM10)

Integrerad lokal: Cykelbron

Vattendraget bedöms ha en mycket låg naturlighet, medan själva lokalen bedöms ha en hög grad av naturlighet. Lokalen ligger 178 meter över havet. Vattendraget är något rensad på lokalen och närmiljön domineras av blandskog. Strömhastigheten var måttlig till hög och bottenstrukturer domineras av fin sten. Lokalen var delvis beskuggad, medan strandzonen domineras av gräs och träd, främst al (Figur 11).



Figur 11. Provtagningslokalen Cykelbron i Vetlandabäcken (EM10).

Klassning av naturlighet i vattendragen

I detta projekt användes naturlighetsvärderingen i System Aqua (Naturvårdsverket 2001) vid urvalet av vattendrag. Naturlighetsdelen har renodlats och ett medelvärde för de sju ingående kriterierna (se nedan) har tagits fram. Detta medelvärde har sedan använts för att klassa de tio ingående vattendragen i fem klasser i en naturlighetsgradient från mycket mycket hög (5) till mycket låg (1) naturlighet.

Naturlighetsklassning för vattendraget

Ett naturligt system definieras här som ett system fritt från mänsklig påverkan eller med ett hävdvunnet mänskligt brukande i harmoni med resten av ekosystemet. En kontinuerlig gradient från nära naturlighet till fullständig onaturlighet beaktas när en ekologisk påverkan

bedöms. Graden av orördhet bedöms från landskapsnivå till objektnivå.

Om systemen är intakta eller nästan intakta betyder det att olika ekosystem och komponenter i dessa fungerar inom normala gränser och vidmakthåller sin funktion under lång tid. De förändringar som sker i dessa system beror på naturlig dynamik. Naturligheten påverkas både av främmande arter och av rent fysiska ingrepp, samt av föroreningar av olika slag från både lokala utsläpp och nedfall av långväga, förorenande ämnen. Sådan påverkan ger upphov till störningar som förändrar ursprungliga artsammansättningar, samhällsstrukturer och hela ekosystem. Graden av naturlighet i flora och fauna i sjöar och vattendrag och deras

Tabell 1. Provtagningslokaler i de tio vattendragen. Naturlighetsklassning för vattendragen och lokalerna (se text). På en lokal i varje vattendrag har alla organismgrupper undersökts (Alla) medan 1 eller 2 andra lokaler i vattendraget enbart elfiskats (Fisk) (se kolumnen Provtagning).

Kod	Vattendragsnamn	Lokalnamn	Höh	X-Koord	Y-Koord	Naturlighet-vattendrag	Naturlighet-lokal	Provtagning
EM1	SÅGEBÄCKEN	UPPSTR BRON	213	633935	145975	5	3	Alla
EM1	SÅGEBÄCKEN	NEDAN BRON	212	633935	145980	5	3	Fisk
EM1	SÅGEBÄCKEN	NEDAN KÖLJESJÖ	232	634160	145905	5	4	Fisk
EM2	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	GAMMAL TRÄBRO	204	639100	146510	5	4	Alla
EM2	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	ÄVÄGEN	214	639170	146470	5	4	Fisk
EM2	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	HYGGE NED MOSSEN	231	639220	146460	5	4	Fisk
EM3	BRÄNDEBÄCKEN	BRÄNDEKVARN	245	637540	146840	4	3	Alla
EM3	BRÄNDEBÄCKEN	SANGLID	224	637635	146730	4	2	Fisk
EM3	BRÄNDEBÄCKEN	HYGGET	220	637655	146695	4	5	Fisk
EM4	SÄLLEVADSÅN	KARLSTORP	186	637650	148255	4	2	Alla
EM4	SÄLLEVADSÅN	GAMLA VÄGBRON	214	637995	147905	4	1	Fisk
EM4	SÄLLEVADSÅN	KARLSTORP	187	637660	148260	4	2	Fisk
EM5	SPELHESTERBÄCKEN	UPPSTR VÄGBRON	232	640090	145340	3	2	Alla
EM5	SPELHESTERBÄCKEN	UPPSTR KRAFTLEDNING	233	640102	145353	3	4	Fisk
EM5	SPELHESTERBÄCKEN	UPPSTRÖMS VÄG 134	245	640070	145405	3	4	Fisk
EM6	LILLÅN	BETESHAGEN	125	636645	147815	3	4	Alla
EM6	LILLÅN	VÄGTRUMMEBRON	131	636700	147675	3	4	Fisk
EM6	LILLÅN	GAMLA STENBRON	137	636770	147525	3	4	Fisk
EM7	ALSEDABÄCKEN	LASSABÄCKE	146	636560	146615	2	1	Alla
EM7	ALSEDABÄCKEN	NEDAN DAMM	144	636575	146630	2	4	Fisk
EM7	ALSEDABÄCKEN	MEDERYD	194	636440	146290	2	5	Fisk
EM8	SKIVERSTADÅN	MÖLLERYDSDAMM	228	639920	145215	2	5	Alla
EM8	SKIVERSTADÅN	KVARNDAMMEN	212	639860	145155	2	1	Fisk
EM9	BODANÅSÅN	KVARNTORPET	297	638980	143380	1	2	Alla
EM9	BODANÅSÅN	MÅLEN SV	281	638775	143555	1	2	Fisk
EM9	BODANÅSÅN	ISÅSA NV	286	638940	143440	1	2	Fisk
EM10	VETLANDABÄCKEN	CYKELBRON	178	636600	145785	1	4	Alla
EM10	VETLANDABÄCKEN	NO ARVINGETORP	202	637115	145360	1	1	Fisk
EM10	VETLANDABÄCKEN	LOCKABOLET	195	636980	145455	1	4	Fisk

omgivningar är en viktig indikator på biologisk mångfald och höga naturvärden. Naturlighetsvärderingen bygger på flera delvärderingar, indikatorer, som graderar ingrepp av olika slag och deras speglingar i växt- och djurlivet. Tillsammans täcker de in de vanligaste mänskliga ingreppen som görs och har gjorts över hela landet. För att erhålla ett samlat värde för kriteriet naturlighet används ett medelvärde av nedan bedömda indikatorer. Följande kriterier har använts för att bedöma naturligheten:

- N1. Bestående ingrepp (rensningsgrad)
- N2. Påverkan på flödet/vattenståndsreglering
- N3. Markanvändning i närmiljön (kalhygge/åker/artificiell mark)
- N4. Vattenkvalitet (alkalinitet och/eller fosfor, tungmetaller)
- N5. Främmande arter
- N6. Förändring av flora och fauna
- N7. Fragmentering (kontinuitet)

Naturlighetsklassning för varje lokal

Ett vattendrag som till större delen är opåverkat av mänskliga aktiviteter klassas totalt sett som ett vattendrag med hög naturlighet. Ibland kan det dock förekomma 'onaturliga' kortare avsnitt i ett 'naturligt' vattendrag. Detta behöver inte påverka bedömningen i stort men är viktigt att komma ihåg. Provtagning på dessa 'påverkade' lokaler kan få stort genomslag i resultaten i en studie som den föreliggande. Det har visat sig att även det omvända förhållandet kan förekomma, dvs. att det i ett mycket påverkat vattendrag (t.ex. Vetlandabäcken) kan förekomma lokaler (kortare sträckor) med en hög grad av naturlighet (fysisk naturlighet, dvs. kriterierna N1-rensningsgrad och N3-närmiljö). I Vetlandabäcken, som totalt sett är ett mycket påverkat vattendrag, förekommer det några relativt opåverkade lokaler (kortare sträckor). När en provtagning av något slag genomförs på någon av dessa sträckor kan detta ge en missvisande bedömning av vattendragets totala naturlighet.

För att studera hur väl Bedömningsgrunderna för Miljö kvalitet stämmer överens med de fysiska förhållandena på de valda lokalerna har en (fysisk) naturlighetsklassning även gjorts för varje lokal (29 st) som ingår i studien. Enbart kriterierna N1-bestående ingrepp

(rensningsgrad) samt N3-påverkan på närmiljön har använts. Metoden för att klassa naturligheten för varje lokal har tagits fram för just detta ändamål. Metodiken att bedöma en enskild lokal finns alltså inte beskriven tidigare.

Naturligheten per lokal har tagits fram enligt en femgradig skala enligt nedan:

- mycket låg naturlighet (1) = rensad sträcka med påverkande marktyp på båda sidorna. Rensning (omgrävd/kanaliserad) oberoende av närmiljön
- låg naturlighet (2) = rensad sträcka med en påverkande marktyp på någon sida, eller rensning och påverkande marktyp på båda sidorna.
- måttlig naturlighet (3) = delvis rensad sträcka med någon sida med påverkad närmiljö.
- hög naturlighet (4) = delvis rensad sträcka och naturlig närmiljö på båda sidorna, eller orensad sträcka med någon sida med påverkad närmiljö.
- mycket hög naturlighet (5) = ingen rensning och naturlig närmiljö

På en av de 29 lokalerna sammanföll naturlighetsbedömningen för vattendraget med bedömningen för den provtagan lokalen (NO Arvingetorp i Vetlandabäcken [EM10]). På 14 av lokalerna bedömdes vattendraget ha en högre grad av naturlighet än den undersökta lokalen, och för sex av dessa lokaler skiljde det mer än ett steg i bedömning (vattendraget bedöms t.ex. ha en mycket hög grad av naturlighet, medan lokalen bedöms ha en måttlig eller låg naturlighet). På de andra 14 lokalerna bedömdes vattendraget ha en lägre grad av naturlighet än den undersökta lokalen och för fem av dessa lokaler bedömdes vattendraget ha en naturlighet som var minst två steg lägre än lokalens naturlighet (Tabell 1).

Provtagning och metoder

Kemi

Prover för vattenkemiska analyser togs vid två tillfällen på varje lokal (Tabell 2), dels i augusti i samband med påväxt- och makrofyttundersökningen och dels i oktober vid bottenfaunaprovtagningen. Proverna togs genom att provtagaren gick ut i bäcken och sänkte ner provflaskan i bäcken. Provet togs uppströms provtagaren och innan provtagningen av övriga variabler för att undvika att provet förorenades av bottensubstrat. Vattenproverna fördes till laboratoriet och analyserna påbörjades dagen efter provtagningen. För pH, konduktivitet, alkalinitet, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, absorbans och slamhalt skedde analyserna omedelbart på okonservat prov. Analyserna av $\text{NO}_2\text{+}_3\text{-N}$, Tot-N, Tot-P, Si och TOC skedde på prov konserverade med svavelsyra. För Ca, Mg, Na, K, SO_4 , Cl, och F skedde analyserna på okonservat prov, inom någon månad. Metallanalyserna gjordes på prover konserverade med salpetersyra. Samtliga analyser utfördes av det ackrediterade laboratoriet på Institutionen för Miljöanalys, SLU i Uppsala, och följde standardmetoder enligt ISO- och EN. Absorbans mättes på filtrerat prov vid 420nm i 5 cm kyvett (AbsF420/5). Den syraneutraliserande förmågan (ANC) beräknades som $(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) - (\text{SO}_4 - \text{Cl} - \text{NO}_3)$.

Påväxt

Påväxtsamhället definieras som: alla organismer, inom grupperna alger, bakterier, svampar och mikroskopiska djur, som sitter fast på eller lever i direkt anslutning till olika typer av substrat (stenar, storväxter etc.) i vattnet. Påväxtproverna togs under tre dagar i augusti 2002 (Tabell 2). Påväxtprovtagningen i vattendragen genomfördes enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys”, Version 2:1, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2002). På samtliga lokaler borstades påväxtmaterialet från ovansidan av 5

stenar ner i ca 0,5 liter vatten. Varje prov delades upp i två 250 ml burkar, varav den ena förvarades mörkt och svalt i väntan på analys av levande material, och den andra fixerades med etanol.

Översiktlig påväxtanalys

En s.k. översiktlig analys av påväxtsamhället (Jarlman m.fl. 1996) gjordes på det levande materialet inom fem dygn efter provtagningen. Dominerande och/eller indikativa arter/släkten bestämdes och förekomsten av olika organismgrupper uppskattades enligt:

- 1 = mycket liten förekomst
- 2 = liten förekomst
- 3 = måttlig förekomst
- 4 = stor förekomst
- 5 = mycket stor förekomst

En bedömning av förorenings-, närings- respektive järn/humuspåverkan gjordes enligt:

- ingen eller obetydlig påverkan
- svag påverkan
- tydlig påverkan
- stark påverkan
- mycket stark påverkan

Bedömningen av organisk förorening görs utifrån förekomsten av s.k. små bakterier, trådformiga bakterier, färglösa flagellater och ciliater samt relationen mellan dessa och övriga organismgrupper. Graden av näringspåverkan bedöms utifrån dominerande arter/släkten inom bl.a. blågrönalger, kiselalger, grönalger, okalger och trådformiga grönalger. Järn/humus påverkan klassas utifrån förekomsten av järnbakterier samt hur välutvecklat resten av påväxtsamhället är.

Förorenings- och näringspåverkansgraderna sammanvägdes till en klassbedömning enligt beskrivningarna av klassindelningen i ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet” (Naturvårdsverket 1999), för att kunna jämföras med övriga resultat.

Tabell 2. Provtagningsdatum och provtagare för de i undersökningen ingående variablerna.

Variabel	Datum	Provtagare	Organisation
Kemi	12-14 augusti & 28-29 oktober	Therese Carlsson	IMA, SLU
Påväxt	12-14 augusti	Amelie Jarlman	Jarlman HB
Bottenfauna	28-29 oktober	Leonard Sandin	IMA, SLU
Makrofyter	12-14 augusti	Therese Carlsson & Mikael Östlund	IMA, SLU
Fisk	20-27 augusti	Fredrik Nöbbelein & Patrik Lindberg	Konsulter

Kiselalgsanalys

Framställning av kiselalgspreparat, analys av kiselalger i ljusmikroskop samt beräkning av index gjordes enligt undersökningstyp ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys”, Version 2:1, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (2002). Dock räknades fler skal (400-500 st) än vad som anges i denna metodversion.

Kiselalgsindexen IPS (Indice de polluo-sensibilité) och IDG (Indice diatomique générale), som finns beskrivna i ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet” (Naturvårdsverket 1999), har beräknats. Klassindelning har gjorts dels enligt ovan nämnda Bedömningsgrunder ($\geq 17,5$; 14-17,5; 10,5-14; 7-10,5; < 7) och dels enligt de föreslagna gränserna för Finland i Eloranta & Soininen (2002) (> 17 ; 15-17; 12-15; 9-12; < 9).

Ett nyare franskt index, IBD (Indice biologique diatomées), redovisas också, med klassindelning enligt Prygiel & Coste (2000) (≥ 17 ; 13-17; 9-13; 5-9; < 5). Vidare har det engelska indexet TDI, Trophic Diatom Index, beräknats och klassindelningen följer Eloranta & Soininen (2002) (< 7 ; 7-10; 10-13; 13-16; > 16).

Observera att för IPS, IDG och IBD sjunker indexvärdet när förhållandena försämras, medan ett lågt TDI-värde visar näringsfattiga förhållanden.

I Kelly (1998) föreslås beräkning av %PT, dvs. andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal i provet, för att uppskatta inverkan av organisk förorening på eutroferingsgraden på lokalen ifråga. Bedömningen görs enligt:

- PT < 20 % free from significant organic pollution
- PT 21-40 % some evidence of organic pollution
- PT 41-60 % organic pollution likely to contribute significantly to eutrophication at site
- PT > 61 % site heavily contaminated with organic pollution

Samtliga dessa index har beräknats med hjälp av programvaran ”Omnidia3” (jfr www.club-internet.fr/perso/clci).

Slutligen har ett försök till klassning av försurningstillståndet gjorts enligt Coring (1996). Vattendragen delas här in i fem olika typer utifrån kiselalgsamhällets artsammansättning och ingående arters försurningstolerans, enligt:

- type 1 = neutral-alkaline streams; pH never $< 7,0$, no danger of acidification
- type 2 = permanently non acidic streams; pH generally above 6,5, mostly at about 7, pH minimum never < 6
- type 3 = episodically slightly acidic streams; pH similar to type 2, but with rare pH depressions not $< 5,5$
- type 4 = periodically acidic streams; pH normally $< 6,5$, minima $< 5,5$
- type 5 = permanently acidic streams; pH $< 5,5$, minima often < 5 , sometimes $< 4,3$

Bottenfauna

Bottenfaunan definieras här som de bottenlevande djur (insekter, maskar etc.) som hålls kvar av en håv med maskstorleken 0.5 mm). Bottenfaunaprovtagningen skedde under två dagar i oktober 2002 (Tabell 2). Bottenfaunaprovtagning i vattendragen genomfördes enligt undersökningstyp ”Bottenfauna i sjöars littoral och i vattendrag – tidsserier”, i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (2002) och svensk standard SS-EN 27828.

De fem replikaten togs på en 10 meter lång sträcka längs vattendraget, där proven lagts ut över hela vattendragets bredd, utom i omedelbar närhet av strandkanten. Ytan skall vara så homogen som möjligt med avseende på bottensubstrat, vegetation, vattendjup och strömningsförhållanden och helst bestå av hårdbotten. En yta som motsvarar hävens bredd (25 cm) längs en sträcka av 1 meter stördes med foten under en minut. Materialet samlades upp i en håv med maskstorleken 0.5 mm och konserverades sedan i etanol. Från varje lokal får man därmed fem bottenfaunaprover som sorteras och artbestäms separat.

Bedömningar av den ekologiska statusen för bottenfauna har skett enligt Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet - sjöar och rinnande vatten – bottenfauna (Naturvårdsverket 2002). De index som ingår i

bedömningen är Danskt Faunaindex för rinnande vatten (Skriver m.fl. 2001), Average Score per Taxon (Armitage m.fl. 1983) som är ett brittiskt bottenfaunaindex, Medins surhetsindex (Henriksson & Medin 1986) och Shannons diversitetsindex (Shannon 1948). Den tillståndsklassning och de klassgränser som finns i Bedömningsgrunderna har använts vid analyserna.

Makrofyter

Med akvatiska makrofyter avses här alla vattenlevande växter som kan observeras med blotta ögat och i allmänhet också identifieras utan mikroskop (lupp eller mikroskop kan krävas för att avgöra artskillnader i vissa fall). Denna litoralflora består av makroalger (vissa arter), kransalger, vattenlevande mossor, samt kärlväxter. Den metod som användes vid undersökningen av högre vattenvegetation finns beskriven i sin helhet i Naturvårdsverkets "Handbok för miljöövervakning, Undersökningstyp: Makrofyter i vattendrag" (Naturvårdsverket 2002). Metoden har beskrivits och tillämpats av Danmarks miljööversøgelser (Skriver m.fl. 1999). Den är semikvantitativ, där resultatet presenteras som frekvensberäkningar och kan kort beskrivas enligt följande:

Längs en vattendragssträcka med vattenvegetation läggs transekter ut från strand till strand, vinkelrätt över vattendraget. Förekomst av art registreras i kvadrater med sidorna 0,25 x 0,25 m utmed hela transekten (om det är vadbart tvärs över hela vattendraget). I varje kvadrat mäts vattendjup och dominerande bottensubstrat samt typen av organiskt material på botten bestäms. Antalet transekter fördelas på lokalen så att antalet kvadrater som innehåller vegetation uppgår till minst 100 stycken. Detta görs för att erhålla ett tillförlitligt statistiskt underlag. Transekterna fördelas jämnt över sträckan. Exempel: i ett vattendrag som är 5 m brett ingår 20 kvadrater per transekt och 5 transekter måste undersökas för att erhålla 100 analyserade kvadrater. Om vattendragssträckan som valts är 50 m lång innebär det att avståndet mellan transekterna blir ca 10 meter.

Arter som bara förekommer mellan transekterna och längs stränderna noteras, så att en artlista med alla förekommande

vattenväxter inklusive strandväxter kan upprättas.

Bedömning av biologisk status i vattendrag kan göras enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för bl. a. bottenfauna, fisk, påväxt och makrofyter i sjöar (Naturvårdsverket 1999). Däremot finns ännu inget väl utvecklat bedömningssystem för makrofyter i vattendrag. I naturlighetsklassificeringssystemet, System Aqua (Naturvårdsverket 2001) värderas artrikedomen av makrofyter i vattendrag. Vattendraget eller vattendragsobjektet tilldelas ett indikatorvärde utifrån antalet undervattens- och flytbladsarter. Värderingen är dock den samma som för sjöar och i stort sett densamma som för Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar, då underlaget av makrofyterundersökningar i vattendrag är bristfälligt. Artrikedomen ingår inte i själva naturlighetsklassningen utan används enbart som utslagsgivande kriterium då det är nödvändigt att särskilja objekt som erhållit likvärdig naturlighetsklassning.

För de 10 undersökta lokalerna (med integrerad provtagning) görs en mer generell bedömning av makrofytförekomsten med avseende på näringsstatus (och där arter som indikerar näringsfattiga, oligotrofa förhållanden kan anses vara mer naturliga än de som bedöms indikera högre näringsstatus, eutrofi). Slutligen görs en bedömningen enligt System Aqua (Naturvårdsverket 2001).

Fisk

Provfisken genomfördes under perioden 20-27 augusti 2002 i de 10 utvalda vattendragen i Emåns och Mörrumsåns övre delar. Vattendragen provfiskades med standardiserad elfiskemetodik enligt Handboken för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2002). I varje vattendrag provfiskades tre lokaler, med undantag för Skiverstadsån där endast två lokaler undersöktes. Totalt omfattade provfisket 29 lokaler (Tabell 1; Appendix 8). För 22 av lokalerna genomfördes elfisket med kvantitativ metodik och tre utfiskningar, men på resterande 7 lokaler omfattade elfisket endast två utfiskningsomgångar.

Elfisket utfördes med ett generatordrivet aggregat av märket LUG AB (typbeteckning L1000) och ”rak” utgående likström som ger en högre fångsteffektivitet och lägre skadefrekvens jämfört med batteriaggregat och pulserad likström. Utgående spänning varierade från 250 till 1000 V och strömstyrkan varierade från 0,4 till 1,1 A. Den fångade fisken sövdes ned med narkosmedel innan den mättes och vägdes. Längdmätningen gjordes med mätbräda till närmaste mm. Större fiskar vägdes individuellt på en våg med 1 grams noggrannhet medan fisk mindre än 8 cm vägdes i grupp. Innan fisken återutsattes på elfiskelokalerna fick den vakna upp i en hink med syrerikt vatten. Beskrivningen av de undersökta lokalerna har omfattat uppgifter som längd, medelbredd, areal, vattendjup, vattenföring, bottenpografi, dominerande bottensubstrat, bottenvegetation och strandvegetation. Efter genomfört provfiske har provfiskeresultatet och tillhörande lokaluppgifter rapporterats till Fiskeriverkets elfiskeregister i Örebro som är datavärd.

Vid beräkningen av tätheten av öring användes fiskens längdfördelning för att göra en uppdelning i årsungar och äldre fisk. För övriga arter har dock ingen sådan uppdelning gjorts. Tätheten av förekommande arter och stadier har för varje lokal sedan beräknats per 100 m² med hjälp av ett BASIC dataprogram (Higgins 1985) som utgår från Zippins Maximum likelihood metod (Zippin 1956, Bohlin 1984).

Bedömningen av vattendragens miljö kvalitet har gjorts enligt bedömningsgrunderna för fisk (Naturvårdsverket 1999, Appelberg m.fl. 1999). Bedömningsgrunderna för fisk omfattar följande indikatorer: antal inhemska arter, antal individer av inhemska arter, biomassan av inhemska arter, andel laxfisk baserat på antal, reproduktion av laxfiskarter, förekomst av försurningskänsliga arter eller stadier, samt andel främmande arter baserat på antal. För varje indikator beräknas avvikelser från ett jämförvärde (typvärde) och klassas i fem avvikelseklasser;

- Ingen eller obetydlig avvikelse (klass 1)
- Liten avvikelse (klass 2)
- Tydlig avvikelse (klass 3)
- Stor avvikelse (klass 4)
- Mycket stor avvikelse (klass 5).

Medelvärden för avvikelseklassningarna av de sju ingående indikatorerna användes sedan för att göra en sammanvägd bedömning, ett sammanvägt total index som indikerar den totala avvikelsergraden, d.v.s. den totala påverkansgraden. Eftersom jämförvärdena är beräknade utgående från en normalfördelning i provfiskedatabaserna skall värdena ses som normalvärden än som referensvärden för ett opåverkat tillstånd.

Biotopkartering av vattendrag – översiktlig metodbeskrivning

Biotoperna i och i nära anslutning till vattendrag tillhör de artrikaste miljöerna i världen men är också bland de livsmiljöer som är mest påverkade av mänsklig verksamhet. Sålunda är graden av påverkan på dessa miljöer eller omvänt, hur naturliga de fortfarande är, ett mycket viktigt kriterium vid prioritering av åtgärder. Det är även viktigt vid bedömningar av biotopernas/vattendragens naturvärden. Det övergripande syftet med biotopkartering av vattendrag är att ge en kvantitativ bild av vattendraget och dess strandområden. Det mer specifika syftet är att:

- beskriva och kvantifiera vattendragens biotoper
- beskriva och kvantifiera strandzonens biotoper
- beskriva och kvantifiera fysisk påverkan och naturlighet i vattendragen
- lokalisera och dokumentera vandringshinder för fisk
- ge underlag för att kunna lokalisera värdefulla vattendragsbiotoper och potentiella nyckelbiotoper
- lokalisera och beskriva samtliga broar (frivilligt)

Användningsområdena av karteringsresultaten är flera och varierar något beroende på vilken nivå man väljer vid karteringen. Exempel på viktiga användningsområden är:

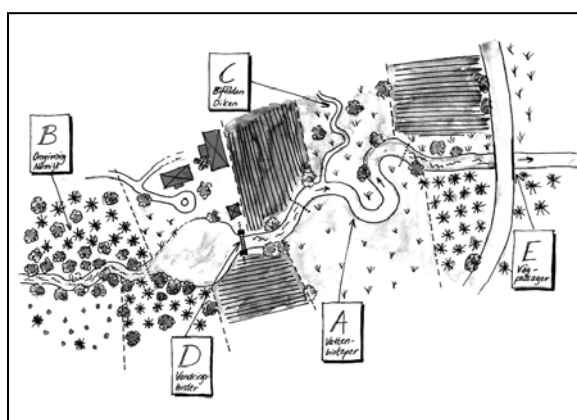
- som underlag till naturvärdesbedömningar (t.ex. enligt System Aqua, den generella, standardiserade metodiken för karakterisering och värdering av sjöar, sjöstränder, vattendrag och avrinningsområden)

- som underlag till arbetet med EU:s Ramdirektiv för vatten
- som underlag till uppföljning av miljömålen *Levande sjöar och vattendrag* samt *Myllrande våtmarker*
- för riskbedömning och miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) vid bl.a. vägar och vägbyggen och andra former av markexploateringar
- för planering av miljöanpassade satsningar på turism
- som underlag för åtgärdsplaner för fiskevård, skogsbruk, vägplanering m.m
- som underlag för att genomföra och informera om åtgärder för att minska påverkan på vatten från jord- och skogsbruket
- som underlag för arbeten som berör vattenhushållningen, däribland för att optimera resultaten av kalkning och biologisk återställning, till grund för att uppföljning av effekterna av genomförda åtgärder, för urval av lokaler för miljöövervakning och som underlag för utformning av olika skyddsåtgärder, inrättande av naturreservat

Undersökningstypen har utarbetats av Länsstyrelsen i Jönköpings län. Vid en biotopkartering av vattendrag är det viktigt att först läsa den utförliga beskrivningen för att till fullo kunna förstå den förkortade version som redovisas nedan.

Strategi – tillvägagångsätt

Biotopkarteringen av vattendrag (Halldén m.fl. 2000) kan delas in i olika huvudarbetsmoment och de obligatoriska momenten framgår av de grå rutorna. Vid fältinventeringen skall man notera ett antal kriterier i fyra olika protokoll (fem protokoll om även vägpassager skall karteras) (Figur 12).



Figur 12. Illustrerar de ingående protokollen i metoden. Protokoll A = Vattenbiotoperna, protokoll B = Omgivning/närmiljö, protokoll C = Biflöden/diken, protokoll D = Vandringshinder och protokoll E = Vägpassager.

Steg 1: Befintligt kartmaterial studeras och en flygbildstolkning genomförs. Landmiljöerna kan avgränsas och till viss del beskrivas med hjälp av (IR) flygbilder. Det ger en stor tidsvinst om så mycket som möjligt kan förberedas inomhus före fältarbetet.

Steg 2: Vattendraget fotvandras i sin helhet, nedifrån och upp. I karteringsprotokollen och på ekonomiska kartblad i skala 1:10 000 noteras uppgifter om vattenbiotoper, landbiotoper, diken och tillrinnande vattendrag, vandringshinder (samt vägpassager).

Inmatning av data i skräddarsydd databas

Steg 3 Insamlad data matas in och bearbetas i en databas utvecklad exempelvis i programmet Access. I denna finns färdiga applikationer för beräkning och sammanställning av resultatet. Det finns även applikationer för uttag.

Fjärranalys/kartstudie

IR-flygbild i skala 1:30 000
Topografisk och ekonomisk karta

Fältkartering

Fotvandring

GIS

Digitalisering av objekt

Steg 4. Om digitaliseringsmöjligheter finns är det lämpligt att skapa geografiska objekt av karteringsresultatet. Till de olika objekten kopplas attributdata som hämtas direkt från databasen.

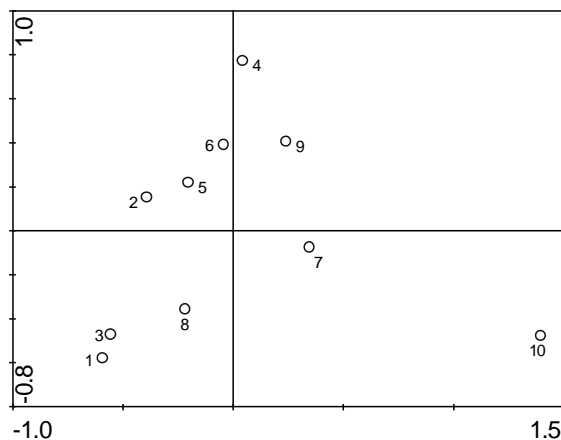
Statistiska analyser

Relationen mellan naturlighetsgradienten och de undersökta parametrarna (kemi, påväxt, bottenfauna, fisk och makrofyter) har till stora delar åskådliggjorts grafiskt. Korrelationen mellan diversiteten av olika taxa har testats med enkel linjär regression i programmet Minitab för Windows version 12.2. För att jämföra artsammansättningen hos de olika organismgrupperna användes Detrended Correspondence Analysis (DCA) (Hill och Gauch 1980), en ordinationsmetod som använts mycket i ekologiska undersökningar. För att utvärdera vilka miljövariabler som styr (är bäst korrelerade med) de olika organismsamhällena användes Canonical Correspondence Analysis (CCA) (ter Braak 1987). Det är en metod som inkluderar både ordination och linjär regression. Genom att analysera varje organismsamhälle för sig med hjälp av "framåtselektion" i CCA kan man bedöma vilka av de i studien ingående miljövariablerna som är starkast korrelerade med den gradient som finns i artmatrisen för varje organismgrupp. CCA utfördes i programmet CANOCO för Windows version 4.0 (ter Braak and Smilauer 1998). För att jämföra de 10 lokaler där den integrerade provtagningen skedde, gjordes en Principalkomponentanalys (PCA) av alla omgivningsfaktorer, även denna analys utfördes i CANOCO för Windows 4.0. I analyserna ingick data från de två kemiprovtagningarna, beskrivning av de provtagna lokalerna (substrat, vattenhastighet, vegetation i närzonen etc.), information om avrinningsområdet (markanvändning), de två naturlighetsklassningarna (för vattendraget och för den undersökta lokalen), avrinningsområdets storlek, koordinater, höjd över havet etc. För fisk, liksom för de andra organismgrupperna skedde dessa analyser enbart för den lokal i vattendraget där alla organismgrupper undersöktes (d.v.s. där den integrerade provtagningen gjordes).

Resultat

Relation mellan miljövariabler

För att jämföra hur lika de 10 lokalerna var med avseende på de miljövariabler som ingick i studien gjordes en standardiserad Principalkomponentanalys (PCA) (för den lokal i varje vattendrag där den integrerade provtagningen skedde). Den visade att lokalen i Vetlandabäcken (EM10), Cykelbron, skiljde sig tydligast från de andra nio lokalerna.



Figur 13. Principalkomponentanalys av alla miljövariabler i de 10 vattendragen (data från den lokal i varje vattendrag, där den integrerade provtagningen skedde).

Vattendragets naturlighet (åt vänster i Figur 13) var positivt korrelerad med lokalens höjd över havet, vattendragets bredd, mängden grov och fin död ved i vattendraget, mängden findretitus på botten och vattnets syrgashalt (variablerna ej redovisade i figuren). Naturligheten i vattendraget var negativt korrelerad (åt höger i Figur 13) med andelen öppen mark i avrinningsområdet, fosfor-, magnesium-, calcium-, zink- och nickelhalten i vattendraget. Lokalens naturlighet (nedåt i Figur 13) var korrelerad med andelen lövskog i vattendragets närzon och grova och fina block samt grov sten i vattendraget (miljövariablerna ej redovisade). Lokalens naturlighet var negativt korrelerad (uppåt i Figur 13) med vattenfärg, TOC-, aluminium-, järn- och kiselhalt i vattendraget samt andelen finsediment och sand som bottensubstrat. Observera att naturlighetsklassningen för hela

vattendraget (i princip en gradient från vänster till höger i Figur 13) var okorrelerad med naturlighetsklassningen för de provtagna lokalerna (i princip en gradient nedifrån och upp i Figur 13). Bedömningen för lokalerna bygger enbart på grad av rensning och markanvändning i vattendragets närzon (vid lokalen) till skillnad från bedömningen för vattendraget som bygger på ett större antal variabler över en mycket längre vattendragssträcka.

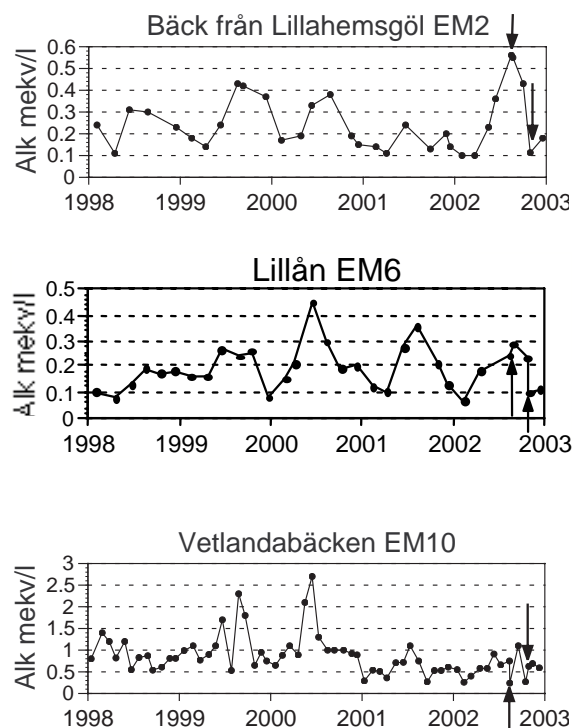
Kemi

Vattenkemin i vattendrag uppvisar ofta en mycket stor variation i tiden, som till stora delar kan kopplas till variationen i vattenföring. Vid hög vattenföring är grundvattennivån också hög och ytliga flödesvägar dominerar för det avrinningsbildande grundvattnet. Detta gör att uppehållstiden för vattnet är kortare, jämfört med vid lågvatten, vilket gör att halterna av vittringsprodukter, som baskatjoner och alkalinitet, är lägre vid hög vattenföring (Rodhe 1987). De ytliga jordlagren kännetecknas ofta av högre halter av organiskt material och närsalter, vilket gör att halterna av dessa ämnen ofta är relativt höga vid höga flöden, i de fall markläckage är den dominerande källan för dessa ämnen (Bishop 1991). När huvuddelen av ett ämne i stället kommer från punktutsläpp, blir förhållandet det omvända, d.v.s. vid hög vattenföring är halten av t.ex. fosfor låg eftersom utsläppet späds ut av en stor mängd vatten. Uppgifter om vattenföringen vid de två provtagningstillfällena var inte tillgänglig för författarna till denna rapport, men normalt är vattenföringen relativt låg i augusti och hög i oktober.

Den stora variationen i tiden gör att det behövs en längre mätserie för att ge en riktig beskrivning av vattenkemin. I Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999) rekommenderas minst tre år med månadsvisa provtagningar för beskrivning av tillståndet i vattendrag. Den här presenterade undersökningen som omfattar två prov från varje lokal kan därför bara ge en grov bild av

tillstånden i de undersökta bäckarna. En stor hjälp vid tolkningen av kemiresultaten är att det i tre av vattendragen finns tidsseriemätningar vid närliggande punkter, om än med ett begränsat urval variabler. Genom att jämföra hur resultaten från denna undersökning ligger i förhållande till tidsserierna vid dessa stationer kan vi bilda oss en uppfattning om hur pass representativ denna undersökning är för vattenkemin i stort.

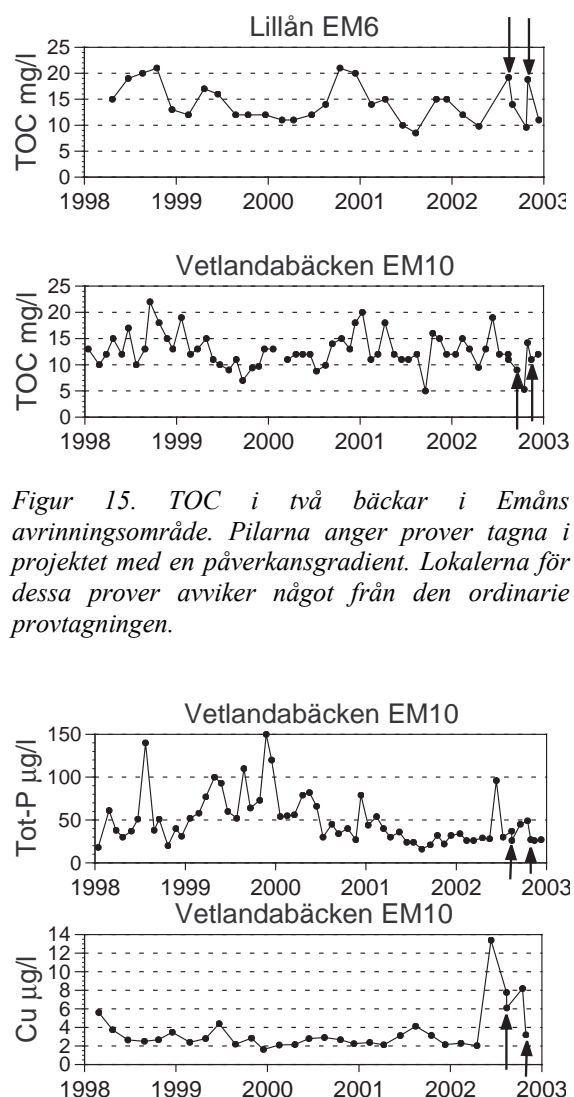
Om vi tittar på alkaliniteten ser vi att i Lillahemsgöl (EM2) var variationen ovanligt stor 2002 och de två proven i vår undersökning anger ytterligheterna för hur halten kan variera (Figur 14). I Lillån (EM6) å andra sidan var förhållandena mer normala. I Vetlandabäcken (EM10) var våra två prover representativa för de senaste två åren, som i genomsnitt hade lägre alkalinitet jämfört med tidigare år.



Figur 14. Alkaliniteten i tre bäckar i Emåns avrinningsområde. Pilarna anger prover tagna i projektet med en påverkansgradient. Lokalerna för dessa prover avviker något från den ordinarie provtagningen.

TOC-halterna i Lillån var högre än genomsnittet både för augustiprovet och oktoberprovet (Figur 15). I Vetlandabäcken var däremot TOC-halterna nära genomsnittet för de senaste fem åren. För totalfosfor har det skett en avsevärd minskning av halterna i

Vetlandabäcken de senaste åren, vilket kan avspegla förbättringar som gjorts i Vetlanda reningsverk (Figur 16). Våra två prover ligger dessutom i underkanten av hur halterna legat de senaste två åren. (Man kan därför förvänta sig att de biologiska undersökningarna visar en större eutrofieringspåverkan än vad totalfosforhalterna i vår undersökning visar). För koppar var halterna 2002 ovanligt höga jämfört med tidigare år (Figur 16). För andra metaller var halterna i vår undersökning i stället något lägre än genomsnittet för de senaste fem åren i Vetlandabäcken (EM10).



Figur 16. Halter av totalfosfor och koppar i Vetlandabäcken, nedströms Vetlanda. Pilarna anger prover tagna i projektet med en påverkansgradient. Lokalen för dessa prover avviker något från den ordinarie provtagningen.

Tabell 3. Arealstatistik för 10 vattendrag i en påverkansgradient inom, eller i anslutning till Emåns avrinningsområde.

Lokalnr	ARO (km ²)	% skog	% åker	% tätort	% vatten	% sankmark
EM1	11,5	88	2	0	3	4
EM2	10,1	86	0	0	0	12
EM3	12,0	70	2	0	15	11
EM4	39,6	79	6	0	1	5
EM5	13,2	85	3	0	0	7
EM6	32,3	85	6	0	1	2
EM7	21,3	71	14	0	4	1
EM8	26,1	80	6	0	3	5
EM9	15,8	47	5	3	21	14
EM10	29,9	58	7	17	4	2

Avspeglar sig påverkansgradienten i kemin?

De tio stationerna valdes för att beskriva en gradient med avseende på mänsklig påverkan (naturlighet). De typer av påverkan som kan avspeglar sig i vattnets kemiska sammansättning är:

- diffust läckage av närsalter, främst från jordbruksmark
- punktutsläpp av närsalter från reningsverk och enskilda avlopp
- ökad transport av suspenderat material, främst från åkermark
- försurning
- diffust läckage från marken av luftdeponerade metaller
- punktkällor för metaller från t ex dagvattenbrunnar, reningsverk och deponier

Påverkansgradienten visar sig i markanvändningen, med högre inslag av åker och tätort för de vattendrag som bedömts som kraftigt påverkade (Tabell 3). Vid beskrivningen av lokalernas påverkan har även den fysiska påverkan på vattendraget haft stor betydelse. Denna påverkan kan ha stor inverkan på biota, men antas ha liten och svåröversägligbar inverkan på vattenkemin och tas därför inte upp i detta avsnitt.

I följande avsnitt presenteras resultaten från ett urval av de vattenkemiska variabler som ingick i undersökningen. Resultaten presenteras främst i diagramform. I de fall som tillståndsklasser finns för variablerna i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999) anges de med en färgskala där blått anger låga halter och rött höga halter. Samtliga kemidata redovisas i Appendix 3.

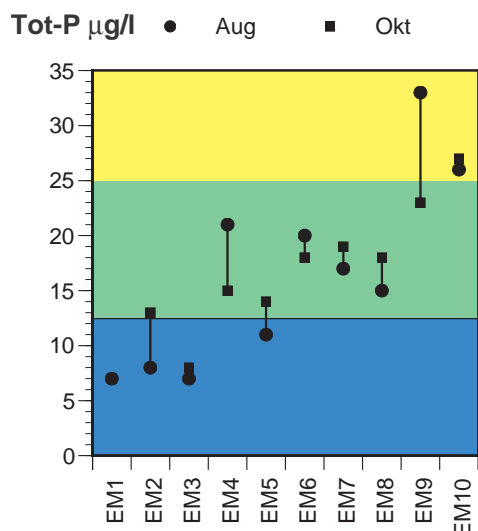
Närsalter

I de flesta sötvatten begränsas primärproduktionen av fosfor, som alltså är det näringsämne som kan tänkas ge utslag på de biologiska indikatorerna. Resultaten visar en tydlig gradient av fosforhalten från 7 µg/l i Sågebäcken (EM1) till halter över 25 µg/l i Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10) (Figur 17). Förmodligen är gradienten i det genomsnittliga fallet ännu tydligare eftersom totalfosforhalten i Vetlandabäcken (EM10) låg under genomsnittet i vår undersökning. Trots den tydliga gradienten får man ändå säga att påverkan är låg med avseende på näringspåverkan. Det var bara i Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken

(EM10) som halterna betraktas som höga enligt Bedömningsgrunderna för miljökvalitet.

Överlag förekom mindre än hälften av fosfor som lättillgängligt PO₄-P, med ett undantag i augusti i Spelhesterbäcken (EM5), där 9 av 11 µg/l totalfosfor utgjordes av PO₄, vilket kan antyda en mindre påverkan av punktutsläpp. Även i Bodanäsån (EM9), var PO₄-P halten hög, 16 µg/l.

Nitrathalten (NO₃⁻) har förmodligen ingen effekt på det ekologiska tillståndet i vattendragen, men det har ändå visst intresse i sammanhanget eftersom det kan vara indikation på annan mänsklig påverkan. Som väntat var nitrathalten hög i Vetlandabäcken (EM10) p.g.a. utsläpp från reningsverket, med den högsta halten i augusti, 8,8 mg/l. I övrigt var nitralthalten överlag låga, med undantag för Alsedabäcken (EM7). Där var halten så hög som 2.2 mg/l i oktober, vilket tyder på markläckage av kväve från jordbruket. Alsedabäcken (EM7) hade den största andelen jordbruksmark av de 10 vattendragen i undersökningen (Tabell 3).

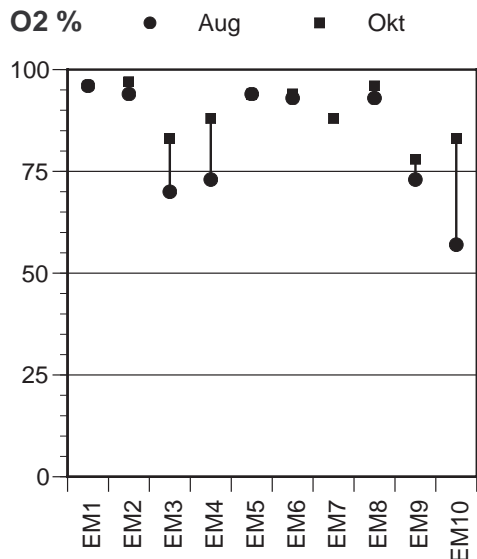
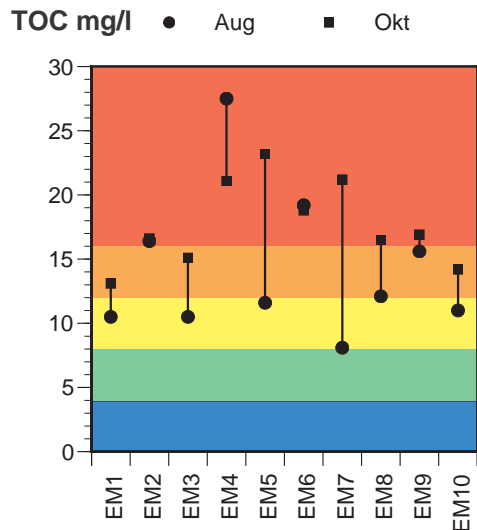


Figur 17. Halten av Tot-P i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet. Färgskalan avser tillståndsklasser enligt Bedömningsgrunder för Vattenkvalitet (Naturvårdsverket 1999)

Organiska ämnen och syrgas

Höga halter organiska ämnen kan leda till syrgasbrist p.g.a. att syrgas förbrukas när organiska ämnen bryts ner av mikroorganismer. Detta gäller i första hand om det organiska materialet består av lättnedbrytbart material, som exempelvis växtplankton, eller härstammar från antropogena utsläpp. Den största naturliga källan till organiskt material i opåverkade vattendrag är emellertid läckage från marken i form av humusämnen. Dessa ämnen är relativt svårnedbrytbara och ger därför inte upphov till lika stor syrgastäring som organiskt material kopplat till utsläpp och eutrofiering. I vår undersökning var halterna organiskt material (TOC) generellt höga (Figur 18). Däremot var syrgashalterna i de flesta fall också höga och inte på något sätt korrelerade till TOC-halten, med undantag för Sällevadsån (EM4) (Figur 18). Det är därför troligt att de höga halterna organiskt material i samtliga undersökta vattendrag främst utgjordes av humus. Detta stärks av att halten TOC i de flesta fall var högre i oktober då grundvattennivåerna generellt sett är höga och markläckaget av organiskt material är högt.

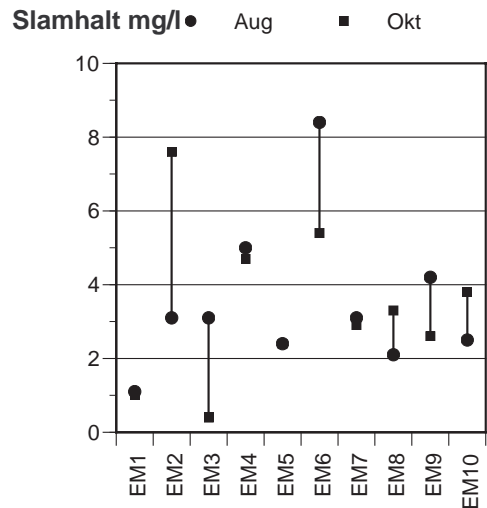
Syrgasmättnader under 75 % förekom i augusti i fyra stationer. Med undantag för Sällevadsån (EM4) var TOC-halterna då måttliga. Det är därför troligt att det är nedbrytning av fast organiskt material på botten som, i kombination med den låga vattenföringen, lett till de låga syrgashalterna. I provet med de lägsta syrgashalterna, Vetlandabäckens augustiprov (EM10), var även ammoniumhalten hög, 1.9 mg/l, vilket även det är en indikation på syrefattiga förhållanden.



Figur 18. TOC och syrgasmättnad i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet. Färgskalan avser tillståndsklasser enligt Bedömningsgrunder för Vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 1999).

Slamhalt

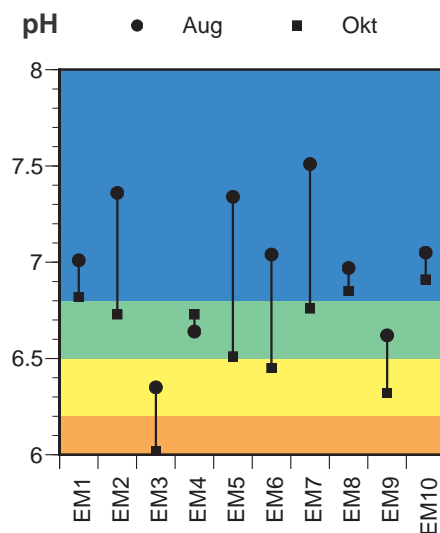
Höga slamhalter kan orsakas av erosion från exempelvis jordbruksmark eller tillfälliga störningar av strömfåran till exempel av betande djur. Avvikande höga slamhalter uppmättes i Brändebäcken (EM3) och Lillån (EM6) i augusti samt i Bäck från Lillahemsgöl (EM2) i oktober (Figur 19).



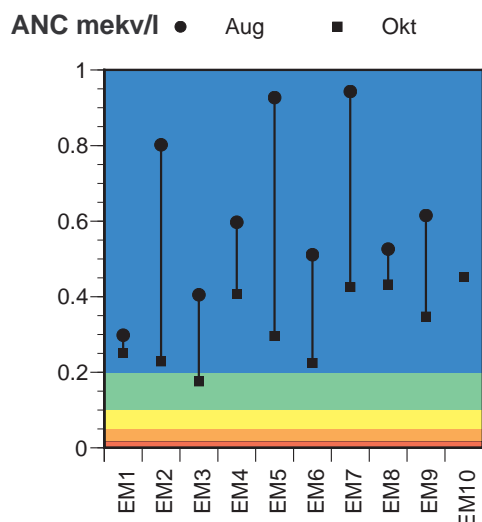
Figur 19. Slammhalt i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet.

Försurning och kalkning

Surhetstillståndet visade i de flesta fall på neutrala förhållanden (Figur 20). Det var bara i Brändebäcken (EM3) som pH i oktober var så pass lågt att det kan ha effekt på biota. Det är emellertid möjligt att det kan förkomma episoder med surare förhållanden som kan påverka organismsamhället i vattendragen.



Figur 20. pH i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet. Färgskalan avser tillståndsklasser enligt Bedömningsgrunder för Vattenkvalitet (Naturvårdsverket 1999).



Figur 21. ANC i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet. Färgskalan avser tillståndsklasser enligt Bedömningsgrunder för Vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 1999).

De höga värdena på ANC (Figur 21) tyder på att dessa surare förhållanden i så fall till största delen har naturliga orsaker i form av höga halter av surt organiskt material och att vattendragen inte är nämnvärt påverkade av försurning. Bäck från Lillahemsgöl (EM2) är kalkad och kan tidigare ha varit utsatt för försurning.

Metaller

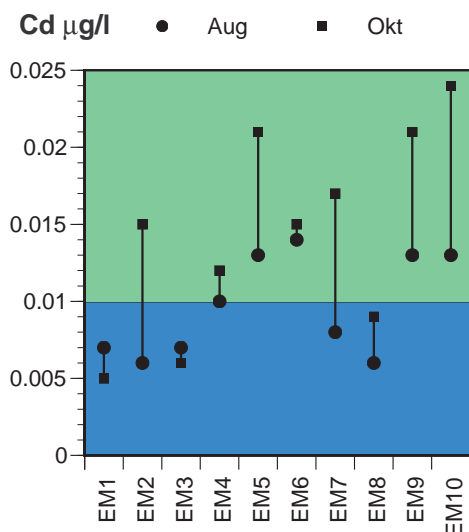
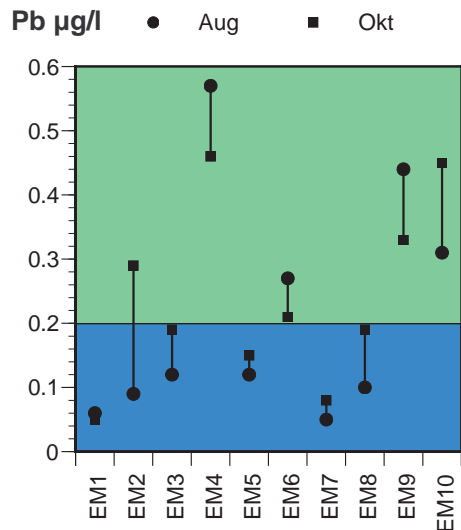
Metallhalterna var generellt sett låga i samtliga vattendrag i undersökningen vid provtagningsstillfällena (Figur 22-24). Det var bara kopparhalten i Vetlandabäcken (EM10) som betraktas som måttligt hög enligt Bedömningsgrunder för vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 1999). Halterna kan här ha varit så höga att organismer påverkats, men man får komma ihåg att kopparhalterna 2002 var ovanligt höga i Vetlandabäcken jämfört med tidigare år (Figur 16). Trots de låga halterna kan man ändå se en tydlig ökning av halterna längs påverkansgradienten för många metaller, som eventuellt kan vara en indikation på mänsklig påverkan. De höga kopparhalterna i Vetlandabäcken kan t.ex. troligtvis hänföras till läckage från vattenledningar via reningsverket.

Löst organiskt material har en stor förmåga att binda olika metaller, varför man ofta finner ett

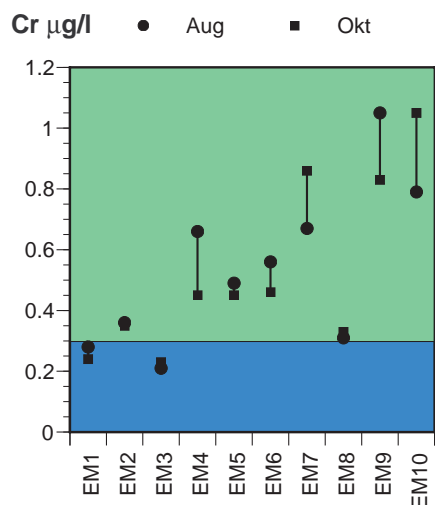
samband mellan halterna av vissa metaller och mängden organiskt material. I vår undersökning var emellertid kopplingen mellan halter av metaller och organiskt material svag. Linjär regression mellan metallhalt och TOC gav för flera metaller r^2 -värden nära 0 (Tabell 4). Det starkaste sambandet erhöles för Pb ($r^2 = 0,26$) som även det får betraktas som ett svagt samband. Den starkaste enskilda indikationen på organiskt material som bärare av metall var att den högsta Pb-halten uppmättes i augustiprovet i Sällevadsån (EM4) som även hade den högsta TOC-halten (Figur 18 och 22).

Tabell 4. Samband mellan halter av metaller och organiskt kol i vattenprover från 10 stationer i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet. Tabellen anger r^2 -värde för linjär regression med metaller som beroende och TOC som oberoende variabler.

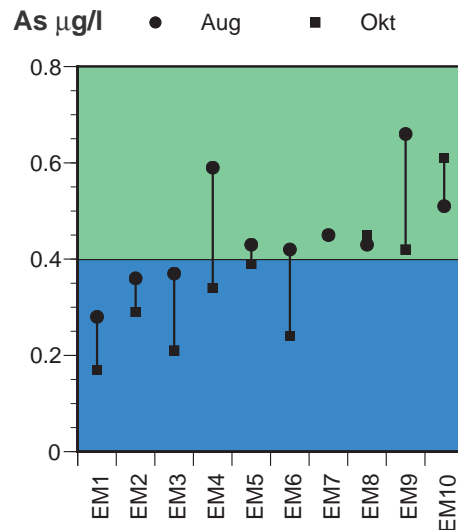
	$r^2(\text{TOC})$
Cu µg/l	0,02
Zn µg/l	0,00
Cd µg/l	0,14
Pb µg/l	0,26
Cr µg/l	0,02
As µg/l	0,02



Figur 22. Bly- och kadmiumhalter i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet.



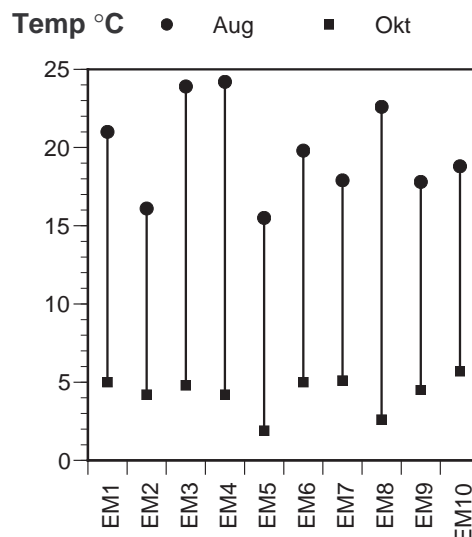
Figur 23. Kromhalter i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet.



Figur 24. Arsenikhalter i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet.

Vattentemperatur

Vattentemperaturen sjönk från mellan 15°C och 25°C i augusti, till mellan 2°C och 5°C i oktober (Figur 25). Det kan vara intressant att notera att temperaturdynamiken skilde sig mellan stationerna. Spelhesterbäcken (EM5) var kallast både i augusti och i oktober. Bäck från Lillahemsgöl (EM2) hade den lägsta temperaturskillnaden mellan provtagningstillfällena, 12°C, medan Sällevadsån (EM4) och Skiverstadån (EM8) hade den största temperaturskillnaden, 20°C.



Figur 25. Temperatur i augusti (●) och oktober (■) 2002 i Emåns avrinningsområde eller dess omedelbara närhet.

Tabell 5. Översiktlig påväxtanalys i tio vattendrag i Emå- och Mörrumså-systemen, 12-14 augusti 2002.

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
små bakterier	4	4	3	4	4	4	4	4-5	5	5
trådformiga bakterier	1	1	-	1	-	1	1	-	-	1
järnbakterier	5	5	5	M	M	5	2	5	M	-
svamp	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
blågrönalger	2	1	5	1	1	-	1	1	1	4
rödalg	-	-	5	2	-	-	1	3	3	5
rekylalger	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
färglösa flagellater	1	3	1	2	3	4	4	2	1	4
guldalger	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kiselalger	4	3	4-5	3-4	5	2	4-5	3-4	4	5
euglenophyter	1	-	-	1	-	-	-	1	1	1
grönalger	1	1	1	1	1	-	-	1	-	3
okalger	1	2	1	1	1	1	2	1	1	2
trådformiga grönalger	2	1	1	1	4	-	1	1	3	1
monader	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-
amöbor/skalamöbor/soldjur	1	-	1	-	1	-	1	1	1	1
ciliater	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1
hjuldjur	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1

1 = mycket liten förekomst; 2 = liten förekomst; 3 = måttlig förekomst; 4 = stor förekomst; 5 = mycket stor förekomst; **M** = massförekomst

Påväxt

Översiktlig påväxtanalys

Resultaten från den översiktliga påväxtanalysen finns i Tabell 5 och en klassindelning av olika typer av belastning redovisas i Tabell 6. Graden av organisk förorening klassas utifrån förekomsten av små bakterier, trådformiga bakterier, färglösa flagellater och ciliater samt mängden av dessa i förhållande till mängden av övriga organismgrupper.

Lillån (EM6), Alsedabäcken (EM7) och Vetlandabäcken (EM10) bedömdes vara svagt föroreningspåverkade, medan övriga lokaler klassades som ej eller obetydligt påverkade. Trådformiga bakterier och ciliater fanns endast i liten mängd på alla lokalerna. På punkt EM2 (Bäck från Lillahemsgöl) noterades visserligen måttlig förekomst av ciliater, men den art som var vanlig, *Ophrydium versatile*, indikerar inte någon föroreningspåverkan. Små bakterier kan finnas i stora mängder i humusrika vatten och därför bedömdes lokalerna som svagt påverkade endast om också färglösa flagellater var vanliga.

Näringsbelastningen bedöms utifrån förekommande arter/slakten inom framför allt blågrönalger, kiselalger, grönalger, okalger och

trådformiga grönalger. Graden av näringsbelastning bedömdes öka från ingen eller obetydlig i Sågebäcken (EM1) och bäcken från Lillahemsgöl (EM2) till tydlig i Vetlandabäcken (EM10). Järn/humuspåverkan klassas utifrån förekomsten av järnbakterier samt hur välutvecklat resten av påväxtsamhället är. Minst järn/humuspåverkan noterades i Vetlandabäcken (EM10) och i Alsedabäcken (EM7), medan påverkan bedömdes som tydlig eller stark i resten av vattendragen. I ett par vattendrag noterades massförekomst av järnbakterier (Tabell 5), men övriga delar av påväxtsamhället var ändå välutvecklade.

Tabell 6. Bedömningar gjorda utifrån översiktlig påväxtanalys i tio vattendrag i Emå- och Mörrumsåsystemet, augusti 2002.

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
Organisk förorening	i/o	i/o	i/o	i/o	i/o	svag	svag	i/o	i/o	svag
Näringsbelastning	i/o	i/o	i/o- svag	i/o- svag	svag	svag	svag- tydlig	svag	svag	tydlig
Klass*	1	1	1-2	1-2	2	2	2-3	2	2	3
Järn/humusbelastning	tydlig	tydlig	tydlig	stark	stark	tydlig- stark	i/o- svag	tydlig- stark	stark	i/o

i/o = ingen/obetydlig

* Klass angiven som en sammanvägning av bedömningen av organisk förorening och av näringspåverkan enligt beskrivningar av tillståndsklasser i Bedömningsgrunder, Rapport 4913, 1999, sid. 65.

Kiselalgsanalys

Antalet räknade skal av olika kiselalger redovisas i Appendix 4. I tabell 7 finns en sammanställning av beräknade index med mera.

IPS/IDG

Kiselalgsindexet IPS grundar sig på artbestämningar. På punkterna EM1-EM9 var indexvärdet högt eller mycket högt. I de fall då värdet hamnade i klass 2 låg det nära gränsen

Tabell 7. Beräknade kiselalgsindex, en försurningsbedömning, diversitet och artantal på tio lokaler i Emå- och Mörrumsåsystemen, 12-14 augusti 2002.

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
IPS	19,1	19,2	19,4	17,4	18,5	18,2	18,5	17,1	19,4	14,6
Klass¹	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2
Klass²	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3
IDG	17,5	17,6	16,2	16,3	16,7	17,7	17,0	16,5	17,6	17,2
Klass¹	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2
Klass²	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1
IBD	17,5	17,6	20,0	17,2	17,3	18,0	17,3	15,5	17,9	17,9
Klass³	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
TDI	4,5	4,5	2,8	4,2	5,2	5,3	5,5	5,2	4,9	6,6
Klass⁴	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
%PT	0,5	0,7	0,0	0,2	1,0	0,2	1,2	3,1	0,0	1,7
Försurning⁵	typ 2	typ 2	typ 3	typ 2	typ 2	typ 2	typ 2	typ 2	typ 2	typ 2
Diversitet	3,26	3,25	3,06	4,29	2,74	2,61	2,78	4,20	1,94	2,34
Antal räknade arter	43	40	27	47	32	25	44	45	35	26

1 klassgränser enligt Bedömningsgrunder, Naturvårdsverket Rapport 4913, 1999

2 klassgränser enligt Eloranta & Soininen 2002

3 klassgränser enligt Prygiel & Coste 2000

4 klassgränser enligt Eloranta & Soininen 2002

5 bedömning enligt Coring 1996

till klass 1. I Vetlandabäcken var indexvärdet lägre än på de övriga lokalerna och punkten hamnade i klass 2 (nära gränsen mot klass 3) enligt Bedömningsgrunder (1999) och i klass 3 enligt Eloranta & Soininen (2002). Indexer IDG, som endast tar hänsyn till förekommande släkten, gav genomgående indexvärden motsvarande klass 1 och 2. IPS-indexet bör ge ett mer korrekt indexvärde, eftersom det beräknas utifrån de enskilda arternas ekologiska preferens. Eftersom endast släkten registrerats i IDG-indexet blir detta ett något grövre verktyg.

IBD

Det nyare franska indexet IBD grundar sig på 209 arter/artgrupper, som är framtagna utifrån franska förhållanden. Många av de renvattensformer som förekommer i Emåsystemet finns inte med bland dessa, vilket innebär att mellan 16 och 72 % av skalen inte kom med i indexberäkningen. Indexet måste alltså anpassas för att kunna användas i Sverige.

TDI

Det engelska trofiindexet TDI utnyttjar en kombination av släkten, arter och artgrupper. Det gav för samtliga lokaler mycket låga värden, vilket visar oligotrofa förhållanden (klass 1). Det var bara Vetlandabäcken (EM10) som låg nära gränsen till klass 2. Andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal, %PT, var mycket låg (0-3,1 %) och enligt Kelly (1998) bedöms graden av organisk förorening vara obefintlig/obetydlig upp till 20 %.

Försurning

Ett försök till klassning av försurningspåverkan enligt Coring (1996) medför att Brändebäcken (EM3) hamnade i typ 3 "episodically slightly acidic streams; pH smilar to type 2, but with rare pH depressions not <5,5". Övriga lokaler bedömdes tillhöra typ 2 "permanently non-acidic streams; pH generally above 6,5, mostly at about 7, pH minimum never <6".

Diversitet och artantal

Diversiteten var högst i Sällevadsån (EM4) och Skiverstadån (EM8) samt lägst i Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10). Antalet påträffade arter bland de räknade skalen var måttligt högt eller högt på alla lokalerna.

Bottenfauna

Diversitet, antal taxa och antal fångade individer

Totalt fångades 114 bottenfaunataxa på de 10 lokalerna. Åtta taxa hittades på alla lokaler; Ceratopogonidae, Tanypodinae, Tanytarsini, Orthocladiinae, Hydracarina, Oligochaeta, Sphaeriidae och *Polycentropus flavomaculatus*. Å andra sidan fanns det 38 taxa som enbart fångades på en av de 10 lokalerna. De individrikaste taxa var Tanytarsini (1708), *Leuctra hippopus* (1682), Sphaeriidae (1536), *Caenis horaria* (1200). De artrikaste vattendragen i undersökningen var Sällevadsån (EM4) med 54 taxa och Alsedabäcken (EM7) med 52 taxa. De artfattigaste vattendragen var Bodanäsån (EM9) med 36 och Vetlandabäcken (EM10) med 33 funna taxa. Flest antal individer fångades i Sällevadsån (EM4) och Lillån (Gnyltån) (EM6). Lägst antal individer fångades i Bäck från Lillahemsgöl (EM2) och Skiverstadån (EM8). Det fanns inget statistiskt samband mellan antalet fångade individer och taxa ($p > 0.05$). Högst diversitet (Shannons diversitetsindex) fanns i Alsedabäcken (EM7) och i Brändebäcken (EM3), medan den lägsta diversiteten fanns i Vetlandabäcken (EM10) och i Sällevadsån (EM4). Alla tio lokalerna hade ett högt eller mycket högt diversitetsindex.

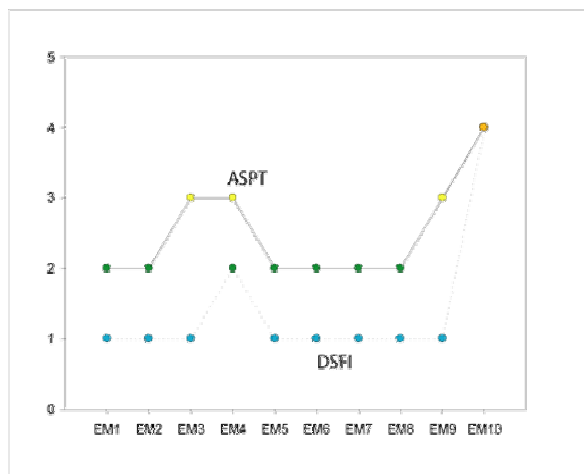
Försurning

Nio av de 10 lokalerna hade ett indexvärde ≥ 7 , d.v.s. ett högt eller mycket högt indexvärde, den enda lokalen som avvek var Skiverstadån (EM8), som hade ett indexvärde på 6.

Danskt faunaindex och ASPT

Alla vattendrag utom två hade ett indexvärde för Danskt faunaindex på 7, vilket är det högsta värdet som indexet kan anta. De enda lokaler med lägre värde var Sällevadsån (EM4), indexvärde 6 och Vetlandabäcken (EM10), indexvärde 4. Indexvärdet för Sällevadsån klassades som högt, medan indexvärdet för Vetlandabäcken klassades som lågt enligt bedömningsgrunderna. Sex av de 10 lokalerna hade ett ASPT-värde > 6 , vilket klassas som ett högt indexvärde (Figur 26). Brändebäcken (EM3), Sällevadsån (EM4) och Bodanäsån (EM9) hade ett måttligt högt indexvärde, medan Vetlandabäcken (EM10)

hade ett lågt ASPT-värde enligt bedömningsgrunderna.



Figur 26. Indexvärden för ASPT och Dansk faunaindex på de 10 undersökta lokalerna. Blå och gröna cirklar indikerar mycket höga och höga indexvärden, orange och gula cirklar låga och måttligt höga indexvärden.

Makrofyter

Antalet undersökta kvadrater (prov) var färre än 100 stycken för majoriteten av lokalerna. På två lokaler, bäck från Lillahemsgöl (EM2) och Spelhesterbäcken (EM5), var makrofytförekomsten så låg att ingen frekvensundersökning gjordes. I Sällevadsån (EM4) var den totala vegetationsfrekvensen också låg; mindre än var 5:e ruta hade växtförekomst. Högst frekvens noterades i Brändebäcken (EM3) och Sågebäcken (EM1). Övriga lokaler hade växter i ungefär varannan ruta (Tabell 8).

Tabell 8. Lokaler för makrofytundersökning i Emå- och Mörrumsåns vattensystem.

	Lokal	Antal prov	Antal profiler	Antal arter	Vegetationsfrekvens	Bredd	Naturvärde	Övrigt
EM 1	Sågebäcken	87	4	8	68	5,5	Mycket högt	nyckelbiotop
EM 2	Bäck från Lillahemsgöl			1	-		Mycket högt	nyckelbiotop
EM 3	Brändebäcken	62	12	4 (10)*	94	1,5	Mycket högt	nyckelbiotop
EM 4	Sällevadsån	22	2	5	18	3	Högt	
EM 5	Spelhesterbäcken			2	-		Måttligt	
EM 6	Lillån	104	4	6	54	6,5	Högt	nyckelbiotop
EM 7	Alsedabäcken	75	6	11	65	3	Måttligt	
EM 8	Skiverstadsån	34	3	2	44	3	Måttligt	
EM 9	Bodenäsån	75	6	4	53	3	Mycket lågt	
EM 10	Vetlandabäcken	103	11	6	47	2,3	Mycket lågt	

* inklusive arter uppströms dämme (se text)

Överlag var artrikedomen väldigt låg (se Bedömning enligt System Aqua, Tabell 9; Appendix 6).

Resultaten från makrofytundersökningarna visar att nästan alla undersökta vattendrag är relativt näringsfattiga, med arter såsom löktåg *Juncus bulbosus*, vattenklöver *Menyanthes trifoliata*, bäcknate *Potamogeton polygonifolius*, gul näckros *Nuphar lutea*, flaskstarr *Carex rostrata*, nålsäv *Eleocharis acicularis*, topplösa *Lysimachia thyrsoiflora*, som vanligtvis förekommer i oligotrofa vatten (Lohammar 1965) samt trådstarr *Carex lasiocarpa*. Många av dessa arter beskrivs vara indifferentia med avseende på näringsgrad. Det är egentligen bara Sågebäcken (EM1) som kan beskrivas som oligotrof. Där dominerade hårslinga *Myriophyllum alterniflorum* och rostnate *Potamogeton alpinus* och dessa arter anses vara karaktärsarter för oligotrofa vatten (Wallsten och Solander 1995). Av de 10 undersökta vattendragen var det bara Vetlandabäcken som uppvisade växter som indikerar eutrofa förhållanden, med vattenpest *Elodea canadensis*, (Wallsten och Solander, 1995), dock med en låg frekvens (2 %).

Beskrivning av makrofytvegetation i vattendragen

Sågebäcken (EM1)

Den mest frekventa arten i Sågebäcken var rostnate *Potamogeton alpinus*, som förekom i hälften av antalet rutor som innehöll någon form av vegetation. Frekvensen av hårslinga *Myriophyllum alterniflorum* var också relativt hög. Tillsammans förekom de båda arterna i

Tabell 9. Värdering av makrofyter enligt System Aqua

	Lokal	Antal arter	Antal under-vattens- och flytbladsarter	Indikatorvärde	Främmande arter
EM 1	Sågebäcken	8	3	1	-
EM 2	Bäck från Lillahemsgöl	1	0	0	-
EM 3	Brändebäcken	4(10)*	3(7)*	1(2)*	-
EM 4	Sällevadsån	5	1	1	-
EM 5	Spelhesterbäcken	2	1	1	-
EM 6	Lillån	6	4-5**	1(2)	-
EM 7	Alsedabäcken	11	5	2	-
EM 8	Skiverstadsån	2	2	1	-
EM 9	Bodenäsån	4	2-3**	1	-
EM 10	Vetlandabäcken	6	4-5**	1(2)	1

inklusive arter uppströms dämme

** om *Sparganium sp.* räknas som flytbladsväxt

mer än 85 % av alla rutor med vegetation. Andra arter som förekom i vattnet var: bäcknate *Potamogeton polygonifolius*, vattenklöver *Menyanthes trifoliata*, ältranunkel *Ranunculus flammula*, trådstarr *Carex lasiocarpa*, löktåg *Juncus bulbosus* och topplösa *Lysimachia thyrsiflora*. Alla i vattnet förekommande arter är representanter för oligotrofa system.

Bäck från Lillahemsgöl (EM2)

Ingen frekvensundersökning gjordes på denna lokal. Lokalen hade ingen submers vegetation, endast några enstaka plantor av flaskstarr *Carex rostrata* förekom i vattnet. Vattnet var starkt färgat och hade en hög slamhalt (grumlighet).

Brändebäcken (EM3)

Nedströms ett dämme var bäcken smal och vattnet försade mellan block och stenar. En rödalga av släktet *Batrachospermum* dominerade, med förekomst i 94 % av alla rutor på sträckan. På samma sträcka noterades också bäcknate *Potamogeton polygonifolius* och löktåg *Juncus bulbosus*. Uppströms dämmet var bäcken bredare och mycket mindre stenig. Finsediment och grus var där det dominerande bottensubstratet. Vegetationen var rikligare, med arter såsom gul näckros *Nuphar lutea*, vit näckros *Nymphaea candida*, igelknopp *Sparganium sp.*, dybladträ *Utricularia minor*, trådstarr *Carex lasiocarpa*, topplösa *Lysimachia thyrsiflora* och säv *Schoenoplectus lacustris* samt arterna nedströms dämmet. Förekommande arter indikerar oligotrofa förhållanden.

starkt färgat och hade en hög slamhalt (grumlighet).

Spelhesterbäcken (EM5)

Inga frekvensundersökningar gjordes på denna lokal. Nästan ingen submers vegetation och endast någon enstaka planta av skörsträfsse *Chara globularis*, flaskstarr *Carex rostrata* och igelknopp *Sparganium emersum* påträffades. Vattnet var strömt och relativt klart, men starkt (mycket starkt) färgat.

Lillån (Gnyltån) (EM6)

Den dominerande arten var ältranunkel *Ranunculus flammula*, som förekom i varannan provruta. Den submersa vegetationen bestod av strandpryl *Littorella uniflora* som indikerar större näringsrikedom än de hittills nämnda arterna. Mindre frekventa arter var: igelknopp *Sparganium sp.*, nate *Potamogeton sp.*, mynta *Mentha sp.* och topplösa *Lysimachia thyrsiflora*.

Alsedabäcken (EM7)

Alsedabäcken var ganska artrik men dominerades fullständigt av näckmossa *Fontinalis antipyretica*, som förekom i mer än 80 % av rutorna med vegetation. Rödalgen strömtråd *Lemanea fluviatilis* noterades på lokalen. Övrigt förekommande arter i vattnet var: löktåg *Juncus bulbosus*, ältranunkel *Ranunculus flammula*, topplösa *Lysimachia thyrsiflora*, kabbeleka *Caltha palustris*, gul näckros *Nuphar lutea* och starr *Carex sp.*

Skiverstadsån (EM8)

Skiverstadsån dominerades fullständigt av mossor, framförallt näckmossa, *Fontinalis antipyretica*. Lokalen var mycket stenig och

mörk (endast träd- och buskskikt kantade stränderna).

Bodanäsån (EM9)

Makrofyttundersökningen gjordes ca 100 m uppströms provtagningarna för påväxt och vattenkemi. På den redan utvalda lokalen fanns ingen vattenvegetation, platsen var mycket stenig och mörk. Gul näckros *Nuphar lutea* var den dominerande arten. Vattenklöver *Menyanthes trifoliata*, starr *Carex sp.*, länke *Callitriche sp.* och igelknopp *Sparganium sp.* förekom i lika många rutor.

Vetlandabäcken (EM10)

Vetlandabäcken dominerades fullständigt av näckmossa *Fontinalis antipyretica* och andra mindre mossor (t.ex. vattenkrypmossa *Leptodictyum riparium*). Igelknopp *Sparganium sp.*, länke *Callitriche sp.* och vattenpest *Elodea canadensis*, som indikerar eutrof miljö, var andra förekommande arter. Vattnet var ganska strömt och måttligt färgat.

Bedömning enligt System Aqua

Antalet arter av makrofyter i vattendrag kan enligt System Aqua användas för att karakterisera och värdera ett vattendrag. Däremot ingår inte antalet arter av makrofyter i själva naturlighetsbedömningen enligt System Aqua, utom i de fall då man inte kan skilja två vattendragsobjekt på andra sätt. Alla undersökta lokaler hade en mycket låg artrikedom och får därför ett lågt indikatorvärde (klass 0-2) (Tabell 9).

Fisk

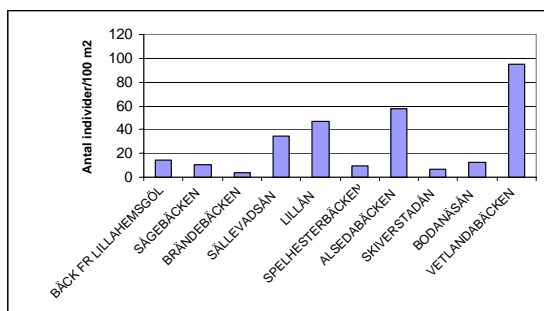
De undersökta lokalernas höjd över havet varierar från 125 m till 297 meter över havet (Tabell 1). De lägst belägna lokalerna ligger i Lillån (EM6) medan Bodanäsån (EM9) har de högst belägna lokalerna. Längden på de undersökta lokalerna varierade från 35 m till 65 m och den avfiskade ytan varierade från 53 m² till 356 m² (Appendix 9).

Öring fångades i 9 av 10 utvalda vattendrag, men dominerade fångsten bara i 6 vattendrag och på 12 lokaler (Appendix 10). Den högsta genomsnittliga öringtätheten hade Lillån (EM6) medan Brändebäcken (EM3) saknade öring (Figur 27). Av de undersökta lokalerna

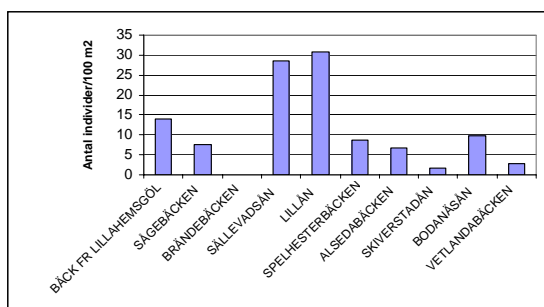
hade lokalen Gamla vägbron i Sällevadsån den högsta öringtätheten (82 individer per 100 m²). Övriga fiskarter som fångades vid elfisket var elritsa, lake, bäcknejonöga, gädda, mört och abborre. Elritsa dominerade på 6 lokaler medan lake, gädda och abborre dominerade fångsten på vardera 3 lokaler. Det genomsnittligt högsta artantalet hade Lillån (EM6) och Bodanäsån (EM9) där 2,7 arter fångades per lokal. Det lägsta artantalet (1,0 arter per lokal) hade Brändebäcken (EM3). Den totala fisktätheten varierade från ingen fångst på lokalerna Sandlid (Brändebäcken) och Arvingetorp (Vetlandabäcken) till 274,2 individer (elritsa) per 100 m² på lokalen Cykelbron i Vetlandabäcken. Tack vare den höga tätheten av elritsa hade Vetlandabäcken också den högsta genomsnittliga totala fisktätheten (Figur 28).

I samband med elfisket fångades också signalkräfta på flera av de undersökta lokalerna. Signalkräfta påträffades i följande vattendrag; Sågebäcken (EM1), Bäck från Lillahemsgöl (EM2), Lillån (EM6), Alsedabäcken (EM7), Skiverstadsån (EM8), Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10). De högsta tätheterna av signalkräfta noterades i Vetlandabäcken, Bodanäsån, Skiverstadsån och Bäck från Lillahemsgöl.

Vid den sammanvägda bedömningen av miljö kvaliteten enligt bedömningsgrunderna för fisk erhöles en tydlig avvikelse från jämförvärdet (klass 3) för två lokaler i Brändebäcken (Sandlid och Brändekvarn), en lokal i Spelhesterbäcken (Uppströms kraftledning) och en lokal i Vetlandabäcken (Arvingetorp) (Appendix 12). En liten avvikelse från jämförvärdet (klass 2) noterades för en lokal vardera i vattendragen Alsedabäcken (Mederyd), Skiverstadsån, (Möllerydsdamm) och Bodanäsån (Kvarntorpet). Med en genomsnittlig bedömning per vattendrag var det bara Brändebäcken (klass 3) och Skiverstadsån (klass 2) som klassades som avvikande. De övriga visade ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet.



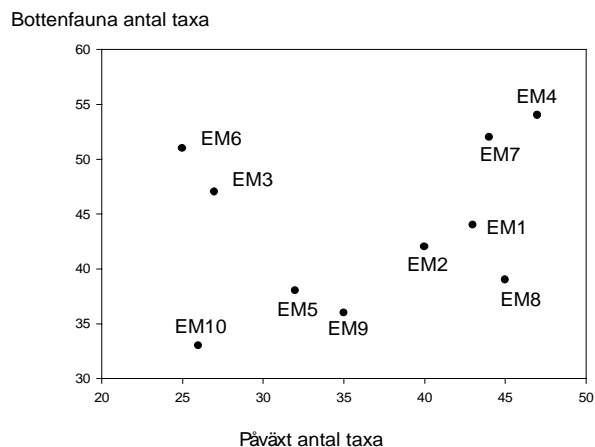
Figur 27. Beräknad täthet av öring (antal individer/100 m²) i de undersökta vattendragen.



Figur 28. Beräknad total fisktäthet (antal individer/100 m²) i de undersökta vattendragen.

Jämförelse av antalet funna arter mellan organismgrupperna

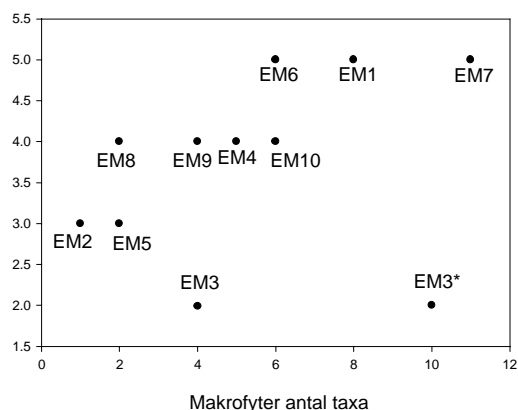
Det fanns inga statistiskt signifikanta samband mellan antalet funna taxa av de olika organismgrupperna (alla kombinationer hade $p > 0.05$). Däremot överrensstämde påväxt och bottenfauna på så sätt att det högsta antalet funna taxa för båda grupperna fanns i Sällevadsån (EM4), medan det lägsta antalet taxa för båda grupperna fanns i Vetlandabäcken (EM10) (Figur 29).



Figur 29. Förhållandet mellan antalet funna taxa av påväxt och av bottenfauna.

Ett liknande samband fanns även för fisk och makrofyter, där det högsta antalet taxa för båda grupperna fanns i Alsedabäcken (EM7), medan det lägsta antalet makrofyter fanns i Bäck från Lillahemsgöl (EM2), där också det näst lägsta antalet fiskarter fångades (Figur 30). Observera att i Brändebäcken (EM3) hittades total 10 arter av makrofyter, men sex av dessa hittades ovan ett litet dämme, alla andra provtagningar (kemi, påväxt, bottenfauna och fisk) skedde nedströms dämnet (där det alltså fanns 4 arter av makrofyter).

Fisk antal taxa



*inklusive arter uppströms dämme

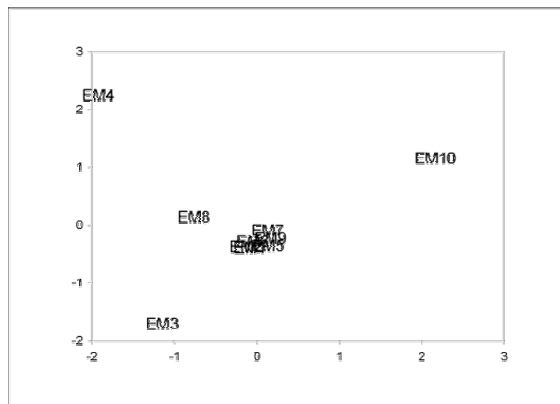
Figur 30. Förhållandet mellan antalet taxa av makrofyter och antalet fångade fiskarter.

Jämförelse av organismsamhällena och styrande miljövariabler

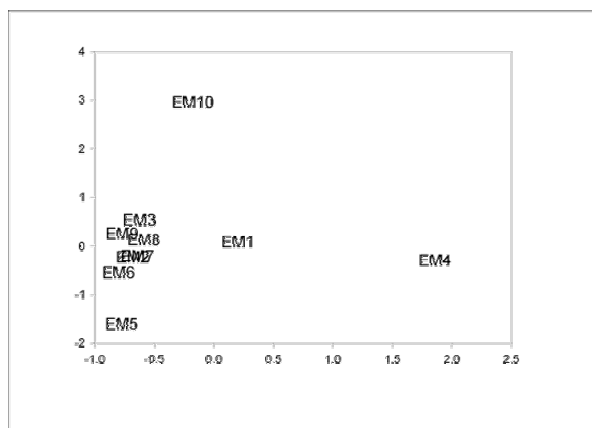
För att göra en enkel jämförelse av samhällsstrukturen hos de fyra organismgrupperna i de 10 vattendragen, analyserades artmatriserna med Detrended Correspondence Analysis (DCA). I det diagram som analysen ger upphov till kan man se vilka lokaler som har en liknande artsammansättningen (de befinner sig nära varandra i diagrammet), medan lokaler som har en förhållandevis olik artsammansättning befinner sig långt ifrån varandra i diagrammet.

Det man tydligt kan se i alla diagram (Figur 31 - 34) är att Vetlandabäcken (EM10) skiljer sig från de övriga vattendragen (minst tydligt för makrofyterna, där Alsedabäcken (EM7) och Skiverstadån (EM8) hade en samhällsstruktur som är lik den i Vetlandabäcken). På dessa tre

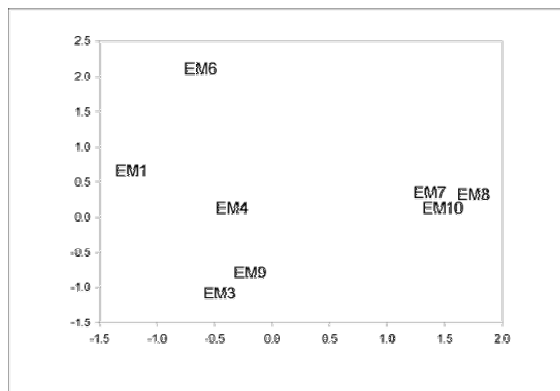
lokaler dominerar vattenmossor. För påväxt och bottenfauna skiljer också Sällevadån (EM4) ut sig från de övriga vattendragen.



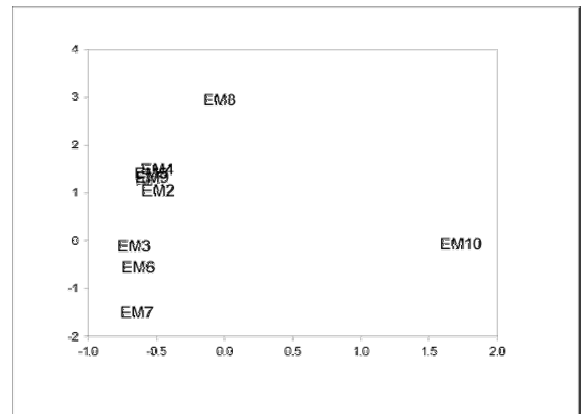
Figur 31. Samhällsstruktur av påväxt i de 10 vattendragen.



Figur 32. Samhällsstruktur av bottenfauna i de 10 vattendragen.

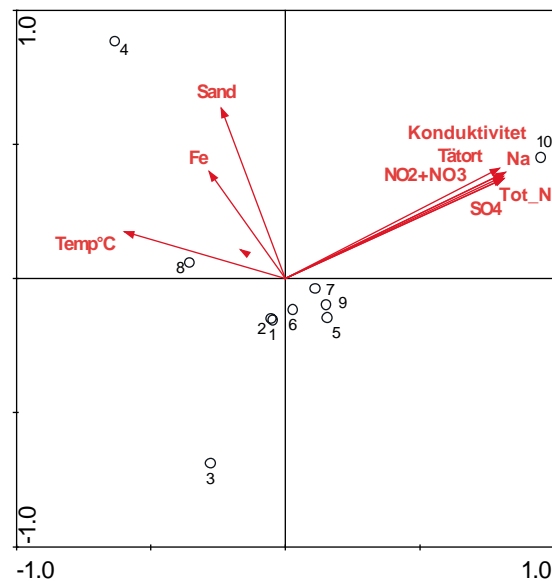


Figur 33. Samhällsstruktur av makrofyter i de 10 vattendragen.



Figur 34. Samhällsstruktur av fisk i de 10 vattendragen.

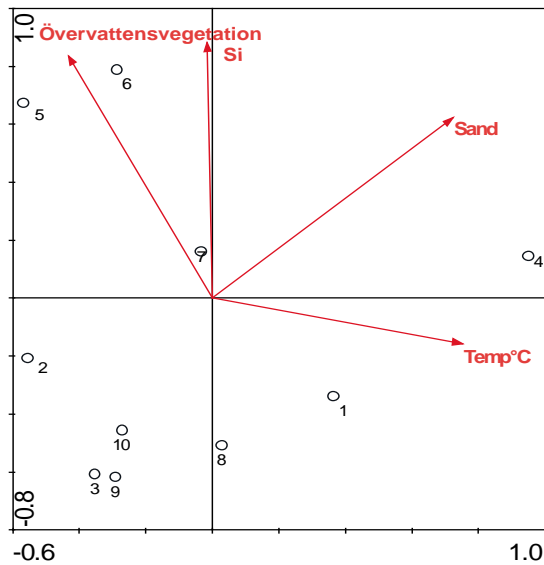
De viktigaste styrvariablerna för påväxtsamarhället var konduktivitet, NO_2+NO_3 , Na, SO_4 , totalkväve och andelen tätort i avrinningsområdet (dessa variabler var starkt korrelerade med varandra och kunde var och en förklara ca 23 % av den totala variationen i strukturen hos påväxtsamarhället. I nästa steg i analysen var sand som substrat och vattendragstemperaturen de två viktigaste förklarande variabler, med 16.8 % (Figur 35).



Figur 35. Korrelation mellan de tio lokalerna och de viktigaste styrvariablerna för påväxt.

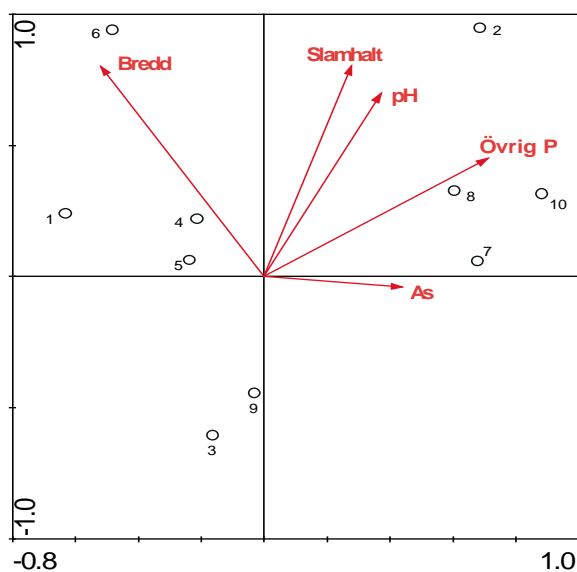
För bottenfaunan var andelen sand som substrat och vattendragstemperaturen de två viktigaste statistiskt signifikanta variablerna, de förklarade var för sig 20.5 respektive 18.7 % av totala variationen i bottenfaunasamarhället. I nästa steg i framåtselektionen av variabler var andelen övervattensväxter på lokalen och Si

statistiskt signifikanta; dessa variabler kunde förklara ca 17,5 % av variationen i bottenfaunan (Figur 36).



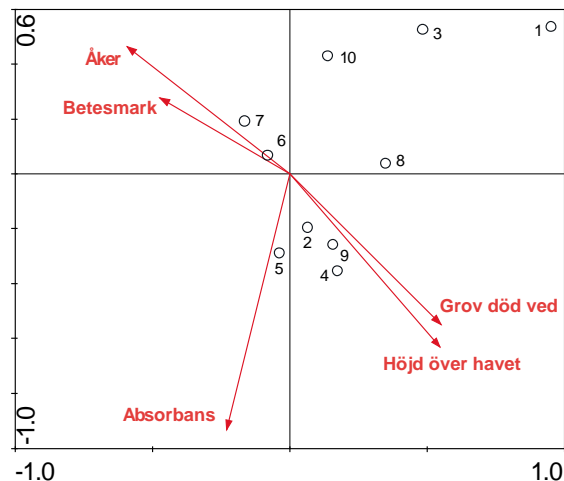
Figur 36. Korrelation mellan de tio lokalerna och de viktigaste styrvariablerna för bottenfauna.

De viktigaste statistiskt signifikanta styrvariablerna för makrofytsamhället i de 10 vattendragen var vattendragets bredd, vattnets slamhalt, As och pH som förklarade mellan 20,5 och 19,5 % av variationen i makrofytsamhället. Efter att den bästa variabeln (vattendragets bredd) valts i första steget av framåtselektionen var det fortfarande pH, slamhalt, As och övrig P som förklarade mest variation (mellan 19,5 och 19 %) (Figur 37).



Figur 37. Korrelation mellan de tio lokalerna och de viktigaste styrvariablerna för makrofyter.

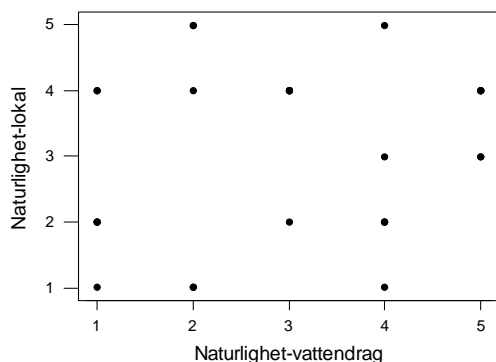
För fisk var vattenfärg (absorbans), grovdetritus, andelen åker i avrinningsområdet och höjd över havet de variabler som var starkast korrelerad med samhällsstrukturen (Figur 38). Dessa variabler kunde förklara mellan 23,0 och 21,2 % av den totala variationen i strukturen av fisksamhället. Efter att den viktigaste av dessa variabler (vattenfärg d.v.s. absorbans) hade valts i CCA analysen (m.h.a. framåtselektion) var fortfarande andelen åker i avrinningsområdet, andelen grov, död ved i vattendraget, andelen betesmark i avrinningsområdet och stationens höjd över havet de variabler som bäst korrelerade med strukturen i fisksamhället (dessa variabler förklarade då mellan 23,0 och 19,3 % av variationen i samhällsstruktur).



Figur 38. Korrelation mellan de tio lokalerna och de viktigaste styrvariablerna för fisk.

Bedömning med hjälp av alla indikatorer vattendrag – lokal

Vid en naturlighetsbedömning (enligt System Aqua) av de lokaler som ingår i studien, skiljer sig naturlighetsbedömningen för lokalen (med avseende på grad av rensning och markanvändning i vattendragets närzon) i alla fall utom ett från naturlighetsklassningen för hela vattendraget och i ungefär hälften av fallen skiljer sig bedömningen av vattendraget kraftigt (minst två steg) från bedömningen av de lokalerna (Tabell 1 och Figur 39).



Figur 39. Relationen mellan naturlighetsklassningen för vattendraget och naturlighetsklassningen för de 29 undersökta lokalerna.

Den kemiska bedömningen av de 10 vattendragen visar en tydlig fosforgradient från Sågebäcken (EM1) till Vetlandabäcken (EM10) (Figur 17). Halterna var trots det förhållandevis låga och det är enbart i Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10) där halterna bedöms vara höga. Två vattendrag, Vetlandabäcken (EM10) och Alsedabäcken (EM7) har högre kvävehalter än de övriga vattendragen (p.g.a. utsläpp från reningsverket, respektive jordbrukspåverkan). När det gäller försurningspåverkan, så är det enbart Brändebäcken (EM3) som var något sur, men eftersom ANC ligger högt för alla vattendrag, så borde detta bero på naturliga orsaker. De metallhalter som mättes upp i vattendragen var överlag låga och det var enbart kopparhalten i Vetlandabäcken (EM10) som bedömdes som måttligt hög, enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Trots detta visar den uppmätta metallgradienten i princip samma mönster som fosforgradienten med stigande halter från de mest naturliga vattendragen (EM1 och EM2) till de vattendrag som bedöms ha lägst grad av naturlighet (EM9 och EM10).

Bedömningen av påverkan längs naturlighetsgradienten fungerade relativt väl för den översiktliga påväxtanalysen och kiselager. Klassningen enligt bedömningsgrunderna visar en gradient från ett tillstånd som bedöms som mycket näringsfattigt/näringsfattigt i Sågebäcken (EM1) och Bäck från Lillahemsgöl (EM2) till näringsrikt/mycket näringsrikt tillstånd i

Vetlandabäcken (EM10). De övriga sju lokalerna bedöms ligga i intervallet däremellan och det enda vattendrag som skiljer ut sig är Alsedabäcken (EM7) med en svag-tydlig näringsbelastning. Föroreningspåverkan bedöms vara svag i tre vattendrag, nämligen Lillån (EM6), Alsedabäcken (EM7) och Vetlandabäcken (EM10). Kiselalgsanalysen pekar ut ett vattendrag som avvikande från de övriga, nämligen Vetlandabäcken (EM10) som bedöms vara mer påverkad. Försurningsanalysen med hjälp av kiselalger pekar ut Brändebäcken (EM3) som något försurad, medan ingen påverkan kan ses i de övriga vattendragen.

För bottenfaunan är Vetlandabäcken (EM10) det enda vattendrag som tydligt skiljer sig från de andra. Det brittiska ASPT indexet pekar också på att Brändebäcken (EM3), Sällevadsån (EM4) och Bodanäsån (EM9) är måttligt påverkade. När det gäller försurning, finns det endast en lokal med ett indexvärde på 6 (som skulle kunna indikera påverkan) i Skiverstadån (EM8). Den tydligaste gradienten för bottenfaunan återfinns istället i antalet fångade taxa, där Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10) har lägre antal funna taxa än de övriga lokalerna.

I makrofyttundersökningen finns två vattendrag som skiljer sig från de övriga, Sågebäcken (EM1) som bedöms ha oligotrofa arter och Vetlandabäcken (EM10) som innehålla arter som visar på eutrofa förhållanden. I Vetlandabäcken (EM10) hittades också den introducerade arten *Elodea canadensis*.

Vid den sammanvägda bedömningen av miljö kvaliteten enligt bedömningsgrunderna för fisk erhöles en tydlig avvikelse från jämförvärdet (klass 3) för två lokaler i Brändebäcken (Sandlid och Brändekvarn), en lokal i Spelhesterbäcken (Uppströms kraftledningen) och en lokal Vetlandabäcken (Arvingetorp) (Appendix 12). En liten avvikelse från jämförvärdet (klass 2) noterades för en lokal vardera i vattendragen Alsedabäcken (Mederyd), Skiverstadsån, (Möllerydsdamm) och Bodanäsån (Kvarntorpet). Med en genomsnittlig bedömning per vattendrag var det bara Brändebäcken (klass 3) och Skiverstadsån (klass 2) som klassades som avvikande. De

övriga visade ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet.

Om man naturlighetsklassar lokalerna enligt det system som beskrivits ovan (där bedömningen består av rensningsgraden och hur naturlig närmiljön är) d.v.s. de fysiska förhållandena på den provtagna lokalen, visar det sig att inget av de fem bedömningssystemen korrelerar fullständigt med denna gradient (däremot finns ett klart samband mellan bedömningen för fisk och naturlighetsklassningen av lokalerna). Lokalen Cykelbron i Vetlandabäcken (EM10) klassas t.ex. som påverkad av alla bedömningssystem utom fisk (som alltså bäst beskriver förhållandena på denna lokal). Detta beror på att lokalen klassas som att den har en hög grad av fysisk naturlighet (däremot har ju lokalen de sämsta kemiska [fosfor] förhållandena). Av de fyra vattendrag där den (integrerade) lokalen har en mycket låg eller låg grad av naturlighet (rensning och markanvändning i närzonen), d.v.s. Sällevadsån (EM4), Spelhesterbäcken (EM5), Alsedabäcken (EM7) och Bodanäsån (EM9), klassade alla bedömningssystem mer eller mindre Bodanäsån (EM9) som påverkad (har en av de sämsta kemiska [fosfor] förhållandena), medan kemi och alger klassade Alsedabäcken (EM7) som påverkad, bottenfaunan klassade Sällevadsån (EM4) som påverkad men inget av bedömningssystemen klassade Spelhesterbäcken (EM5) som påverkad. Trots allt är det Bedömningsgrunderna för fisk som bäst överrensstämmer med naturlighetsklassningen av lokalerna (rensning och närzon). Frånsett de avvikande vattendragen Sällevadsån (EM4) och Bodanäsån (EM9), finns ett positivt samband mellan medelvärdet för bedömningsindikatorerna och medelvärdet för naturlighetsklassificeringen (Figur 43).

Diskussion

Påväxt

I resultaten från den översiktliga påväxtanalysen kan man se en tendens till gradient från Sågebäcken (EM1) och bäcken från Lillahemsgöl (EM2) till Vetlandabäcken (EM10). De två förstnämnda punkterna klassades som ej eller obetydligt organisk föroreningspåverkade eller näringbelastade (tillståndsklass 1 i Bedömningsgrunder 1999). Vetlandabäcken bedömdes vara tydligt näringspåverkad och svagt organiskt föroreningspåverkad, vilket motsvarar tillståndsklass 3. Påväxtsamhället var välutvecklat med mycket rödalger (framförallt *Audouinella pygmaea*), många olika kiselalger och en hel del grönalger. Näringskrävande former utgjorde en stor del av samhället, men även mindre näringskrävande organismer förekom. Punkterna EM3-EM9 låg i intervallet mellan klass 1 och 3.

Påväxtresultaten visade alltså en påverkansgradient från klass 1 till klass 3, dvs. man fick inte lika stort utslag som i naturlighetsbedömningen (fem klasser). Detta bör bero på att en del faktorer som påverkar naturlighetsbedömningen, inte nödvändigtvis behöver ge utslag i påväxtsamhället, samtidigt som den kemiska gradienten (i form av fosfor) var förhållandevis svag; det var bara i Bodanäsån (EM9) och Vetlandabäcken (EM10) som halterna betraktas som höga enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Den förväntade effekten av t.ex. bestående ingrepp (rensningens grad) och påverkan på flödet är för påväxtsamhället helt beroende av när ingrepp skett och om det skett i nära anslutning till provtagningslokalen. Markanvändning och vattenkvalitet påverkar påväxtsamhället, men effekten är beroende av var i förhållande till lokalen och när (för vattenkvalitet) avvikelser noterats. Fragmenteringsgraden bör i de flesta fall inte ha någon effekt på påväxtresultaten. För påväxten (liksom för de övriga variablerna utom fisk) fanns inget samband mellan lokalens naturlighet och bedömningen av påverkan, utan påväxtsamhället visar det bästa sambandet med den kemiska [fosfor] gradienten. Detta är ju inte så konstigt, då både den översiktliga påväxtanalysen och

kiselalgsanalysen är framtagna för att spegla förhållandet i vattenkvalitet.

Bottenfauna

Bedömningen av de 10 vattendragen med hjälp av bottenfauna visar att Vetlandabäcken (EM10) skiljer sig från de övriga, då Shannons diversitetsindex, Dansk Faunaindex, ASPT och antalet funna taxa var lägst på denna lokal. Bodanäsån (EM9) hade också ett lågt artantal och ett måttligt ASPT indexvärde. Det tydliga samband som finns mellan påväxtsamhället och den kemiska gradienten finns inte för bottenfaunan, även om de två mest påverkade lokalerna (EM9 och EM10) också är de som visar sig vara mest påverkade enligt Bedömningsgrunderna för miljö kvalitet. Till skillnad från påväxtsamhället kan man förvänta sig att bottenfaunasamhället är mer stabilt och inte så känsligt för kortare fluktuationer i t.ex. vattenkemin. Bottenfaunan kan därför antas påvisa hur förhållandena i vattendraget varit under en längre period än påväxtsamhället, men detta beror givetvis på vilken typ av förändringar i vattenkemin som påverkar organismerna. Inte heller för bottenfaunan finns något samband mellan naturlighetsklassningen av lokalerna (rensning och närzon), tvärtom hade två av de minst naturliga lokalerna Alsedabäcken (EM7) och Sällevadsån (EM4) det högsta antalet funna taxa. Däremot fanns ett tydligt samband mellan antalet fångade bottenfaunataxa och naturlighetsgradienten för vattendraget (ett liknande samband fanns även för påväxten).

Makrofyter

För makrofyter finns inga Bedömningsgrunder för miljö kvalitet i rinnande vatten och makrofytsamhällena har därför bedömts efter vilken typ av vatten (från oligotrofa till eutrofa) som de kan anses representera. Det är relativt nyligen som en provtagningsmetod för makrofyter i svenska vattendrag tagits fram och det här är också en av de första studierna där metoden använts i praktiken. Den gradient som makrofyterna påvisar är från oligotrofa förhållanden i Sågebäcken (EM1) till eutrofa förhållanden i Vetlandabäcken (EM10). Inte heller för makrofyterna finns något samband mellan naturlighetsgradienten för lokalerna och

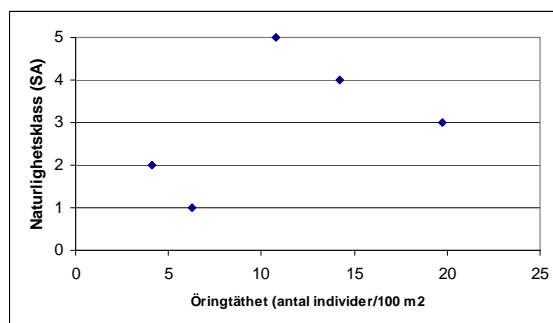
bedömningen. Förhållandet mellan antalet funna arter av makrofyter och den kemiska gradienten var (till skillnad från bottenfaunan) omvänd, d.v.s. de vattendrag som hade de lägsta fosforhalterna hade också det lägsta antalet arter. Ett problem med makrofytundersökningen i den här studien var att de lokaler som ingår valts för att de tidigare undersökts med avseende på fisk- och bottenfauna. Dessa provtagningslokaler är inte optimala ur makrofytsynpunkt. Lokalerna var oftast strömsträckor med grus- och stenbotten och därför var förekomsten av makrofyter liten och de saknades nästan helt på en del av lokalerna.

Fisk

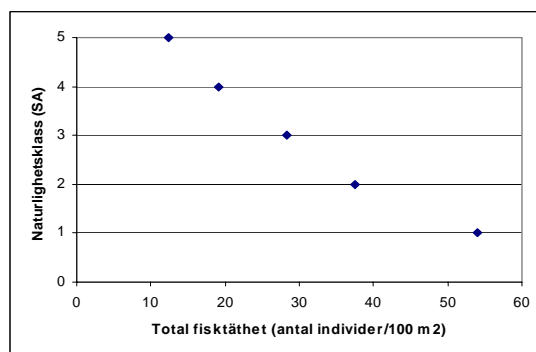
De erhållna elfiskeresultaten visar inte något mönster som indikerar att vattendrag med hög naturlighet enligt System Aqua har en hög fiskförekomst utan snarare tvärtom. Vattendragen Sågebäcken (EM1) och Bäck från Lillahemsgöl (EM2), som båda är placerade i den högsta naturlighetsklassen, hade exempelvis bara en måttligt hög öringtätethet och en relativt låg total fisktäthet. Även antalet funna fiskarter var lågt i dessa vattendrag. Den högsta genomsnittliga öringtätetheten hade istället Sällevadsån (EM4) och Lillån (EM6) (naturlighetsklass 4, respektive 3). Vetlandabäcken (EM10) som enligt System Aqua har den lägsta naturligheten av de undersökta vattendragen hade den högsta genomsnittliga totala fisktätheten. För öring visade den genomsnittliga individtätheten per naturlighetsklass inget entydigt mönster (Figur 40), men det gjorde däremot den totala fisktätheten som visade en tydlig ökning mot lägre naturlighetsklasser (Figur 41). Det sistnämnda mönstret kan bero på att invandring och förekomst av sjölevande fiskarter ökar i vattendrag som är påverkade av kanalisering, rensningar och dammbyggnationer.

Av de undersökta vattendragen var det endast Brändebäcken (EM3) och Skiverstadsån (EM8) som klassades som avvikande jämfört med typvärdet. Dessutom visade inte heller medelvärdet för de 7 ingående bedömningsindikatorerna någon tydlig koppling till vattendragens naturlighetsklass (Figur 42). Ett något bättre samband erhöles dock mellan medelvärdet för bedömningsindikatorerna och

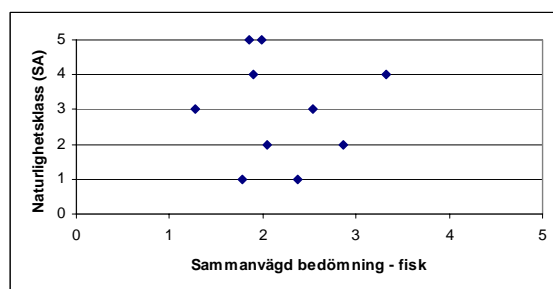
medelvärdet för lokalernas naturlighetsklassning (Figur 43). Frånsett de avvikande vattendragen Sällevadsån (EM4) och Bodanäsån (EM9), där en lokal i varje vattendrag hade en relativt hög fiskförekomst trots låg naturlighetsklassning, indikerar jämförelsen ett positivt samband mellan medelvärdet för bedömningsindikatorerna och medelvärdet för naturlighetsklassificeringen.



Figur 40. Genomsnittlig öringtätethet i de undersökta vattendragen avsett mot vattendragens naturlighetsklass enligt System Aqua.



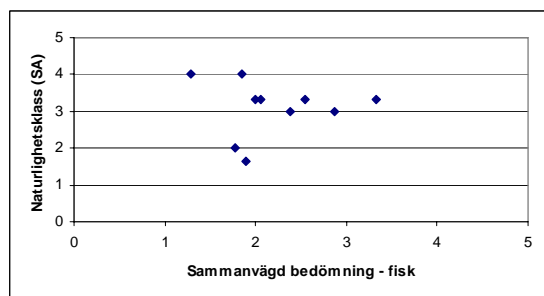
Figur 41. Genomsnittlig total fisktäthet i de undersökta vattendragen avsett mot vattendragens naturlighetsklass enligt System Aqua.



Figur 42. Medelvärdet av bedömningsindikatorerna som ingår i den sammanvägda bedömningen för fisk avsett mot vattendragens naturlighetsklass enligt System Aqua.

Bristen på samband mellan naturlighetsklass och miljöklassningen med fisk som

bedömningsgrund beror på flera faktorer. Förutom att nuvarande bedömningsgrunder för fisk i vattendrag inte har tillräckligt bra upplösning, så har både lokalval och elfiskets utförande stor betydelse för resultaten. För att erhålla rätt klassificering måste lokalerna för det första vara representativa för vattendraget eller den vattendragssträcka som klassificeringen omfattar.

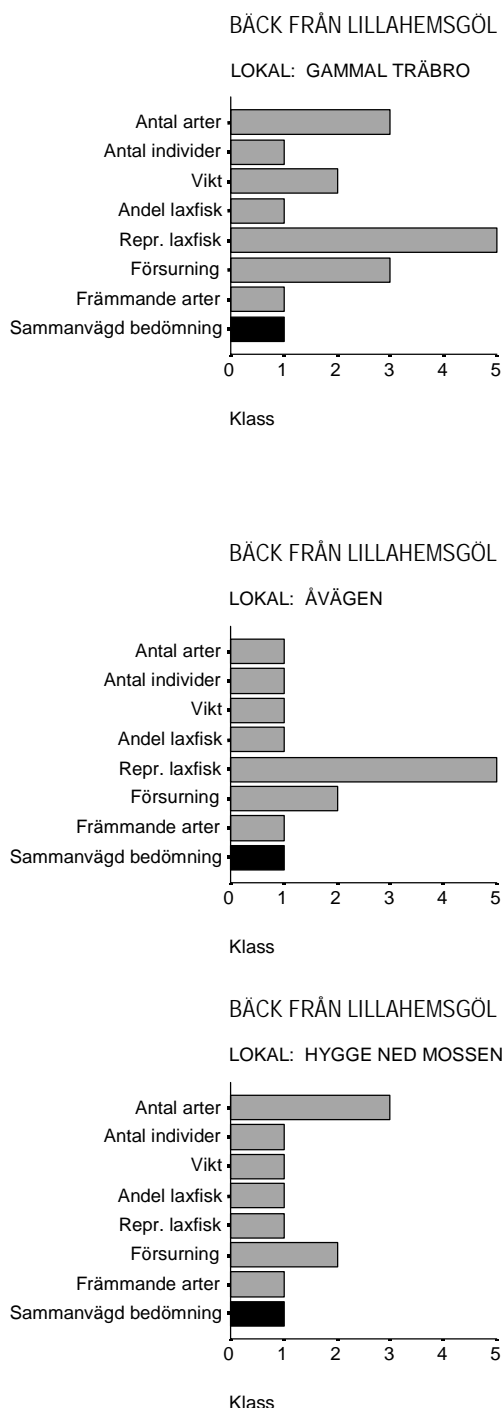


Figur 43. Medelvärdet av bedömningsindikatorerna som ingår i den sammanvägda bedömningen för fisk avsatt mot medelvärdet av lokalernas naturlighetsklass i varje vattendrag.

Elfisket måste dessutom omfatta tillräckligt stor areal på varje lokal för att elfiske-resultaten skall vara representativa för fiskförekomsten i vattendragen. För flertalet av de undersökta lokalerna har den elfiskade arealen varit för liten och i några fall har elfisket också utförts på lokaler som har bedömts sakna värde för laxfiskar (Appendix 9). Av 29 elfiskade lokaler var det bara 6 som hade en areal som var större än 150 m². För de vattendrag som ingår i miljöövervakningsprogrammet gäller att den avfiskade ytan på varje lokal skall vara minst 150 m². Den allmänna rekommendationen vid elfiske är att den sammanlagt avfiskade ytan skall omfatta minst 300 m² för att sannolikhet att fånga alla förekommande arter skall vara hög. På flera av de undersökta lokalerna har dessutom elfisket genomförts med endast två utfiskningar, vilket också kan påverka resultatet.

Nuvarande bedömningsgrunder för fisk i vattendrag även tidigare visat sig fungera dåligt. Särskilt gäller detta upplösningen i den sammanvägda bedömningen. För att förbättra upplösningen i bedömningen och anpassningen till vattendirektivets krav behövs en revision av bedömningsgrunderna för fisk. Ett tydligt exempel på den dåliga upplösningen i den sammanvägda bedömningen utgör

klassificeringen av miljökvaliteten i Bäck från Lillahemsgöl (Figur 44). Trots att flera av de ingående indikatorerna uppvisade tydliga avvikelser från jämförvärdet erhöles i den sammanvägda bedömningen ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet.



Figur 44. Bedömning av avvikelser från jämförvärdet för de tre elfiskelokalerna i Bäck från Lillahemsgöl.

Artsammansättning, antal arter – styrvariabler

För de flesta av de 10 vattendragen korrelerar antalet funna arter av påväxt och bottenfauna väl, d.v.s. finner man få påväxtarter så finner man också få bottenfaunataxa och tvärtom. De två lokaler som skiljer sig från de övriga är Brändebäcken (EM3) och Lillån (EM6), som båda har få funna taxa av påväxt, men förhållandevis många funna bottenfaunataxa. Det enda som utmärker dessa två lokaler är att de hade höga slamhalter vid augustiprovtagningen (då påväxtproverna togs) men inte vid oktoberprovtagningen (då bottenfaunaproverna togs). Brändebäcken (EM3) hade också det lägsta uppmätta pH-värdet, både vid augustiprovtagningen, men särskilt vid oktoberprovtagningen. För fisk och makrofyter finns ett liknande mönster där lokaler med få makrofyterarter också hyser få fiskarter, förutom i Brändebäcken (EM3) där antalet makrofyterarter var högt, men antalet fiskarter lågt. Brändebäcken var speciell på så sätt att den var väldigt liten (smal) upp till ett litet dämme och makrofytkarteringen fortsatte i den lilla damm som fanns ovan dämnet. Antalet funna makrofyterarter nedströms dämnet var 4, medan det totala antalet funna makrofyterarter på lokalen var 10.

Detta visar att valet av lokal är oerhört viktigt för de resultat man får av sin undersökning. Den valda lokalen måste vara representativ för vattendraget som helhet för att bedömningen av miljö kvalitet skall bli riktig. För makrofyterna är det även så att de lokaler som är bra provtagningslokaler för de övriga organismgrupperna oftast innehåller väldigt få makrofyterarter, medan lokaler som den ovan dämnet i Brändebäcken (EM3) som inte är lämplig för provtagning av vare sig påväxt, bottenfauna eller fisk, innehåller förhållandevis många makrofyterarter.

Likheten i samhällsstrukturen mellan vattendragen var hög för påväxt och bottenfaunan, i båda fallen skiljer sig Vetlandabäcken (EM10) och Sällevadsån (EM4) från de övriga åtta vattendragen. Vetlandabäcken hade de högsta fosforhalterna (ligger nedströms reningsverket) medan Sällevadsån (EM4) var det vattendrag som hade det högsta antalet taxa av både påväxt och bottenfauna. För alla organismgrupper utom

makrofyter är det också tydligt att Vetlandabäcken (EM10) är det vattendrag som skiljer sig (i artsammansättning) från de övriga.

Påväxten var den organismgrupp som var klart starkast korrelerad med den naturlighets/fosforgradient som definierats för vattendragen. Detta berodde till stora delar på att Vetlandabäcken (EM10) skiljde sig klart från de övriga och den lokalen hade hög andel tätort i avrinningsområdet och höga halter av kväve och fosfor i vattnet. För bottenfaunan var det provtagna habitatet starkare korrelerad med samhällsstrukturen än närtsaltsgradienten. Här var andelen sand och andelen övervattensvegetationen på lokalen viktiga variabler (starkt korrelerade med strömshastighet). För makrofytsamhället var vattendragsbredden, d.v.s. vattendragets storlek och ett par kemivariabler (pH och fosfor) några av de viktigaste styrvariablerna för samhällsstrukturen. Vattendragsbredden på den provtagna lokalen var starkt korrelerad med variabler som vattendragets naturlighet och negativt korrelerad med höga fosforhalter.

En av de viktigaste styrfaktorerna för fiskesamhället var höjd över havet, det är också en variabel som ingår i Bedömningsgrunderna för fisk i rinnande vatten. Höjden över havet var också korrelerad med vattendragets naturlighet och negativt korrelerad med fosforgradienten i vattendragen.

Bedömning vattendrag – lokal

Det fanns inget samband mellan vattendragets bedömda naturlighet och den provtagna lokalens bedömda naturlighet (Figur 39). De flesta lokalerna hade tidigare elfiskats och detta visar tydligt att de lokaler som lämpar sig väl för elfiske (t.ex. kort avstånd till närmaste väg, strömmande vatten) inte är särskilt representativ för vattendraget i stort. Detta gäller framförallt för kraftigt påverkade vattendrag i landskap med små höjdskillnader, där man vid valet av elfiskelokal, med hänsyn till strömlevande fisk och av praktiska skäl (närhet till väg) i en del fall väljer lokaler som är mindre påverkade än vattendraget i övrigt. Fisk var också den variabel som var bäst korrelerad med naturlighetsbedömningen av lokalen (som bygger på rensningsgrad och markanvändning i avrinningsområdet), medan

påväxt var den variabel som var bäst korrelerad med naturlighetsklassningen av vattendraget. Detta kan verka förvånande då man kan anta att påväxksamhället påverkas starkast av de lokala förhållandena på det ställe där de växer, medan fisken borde vara mer beroende av storskalig påverkan i avrinningsområdet, antalet vandringshinder, dammar etc. Det som framkom i den här studien var dock att naturlighetgradienten för vattendraget korrelerade väl med en fosforgradient och det är inte förvånande att påväxten är det organismsamhälle som starkast korrelerar med en sådan kemisk gradient. Anledningen till sambandet mellan den fysiska gradienten (för vattendraget) och den kemiska (fosfor) gradienten beror delvis på att de kemiska förhållandena ingår som en del i bedömningen av naturligheten i vattendraget, där totalfosforhalten vägts in i bedömningen för Vetlandabäcken (EM10).

Slutsatser

Inget av de Bedömningssystem för miljö kvalitet som utvecklats för rinnande vatten har i någon högre utsträckning tagit hänsyn till de fysiska förhållandena (påverkan på hydrologi och morfologi) i vattendragen. De Bedömningssystem som t.ex. utvecklats för bottenfauna har testats mot framförallt närsaltsgradients och referensvärdena har valts med hjälp av ett referensdataset. Där har man tagit hänsyn till olika kemiska variabler och markanvändningen i avrinningsområdet, men inte till faktorer såsom rensningsgrad i vattendraget eller hur kraftigt vattendragets hydrologi är påverkat av mänskliga aktiviteter. Eftersom vi i allt större utsträckning har fått den kemiska påverkan på våra vattendrag under kontroll, är det viktigt att vi utvecklar indikatorer och bedömningssystem som på ett tillförlitligt sätt indikerar den fysiska påverkan på våra rinnande vatten. Däremot kan vi även behöva utveckla trofiindex för påväxt och bottenfauna som är lämpliga att använda i intervallet 5-20 $\mu\text{g P l}^{-1}$, för att övervaka och skydda oligotrofa och mesotrofa vatten. Vi bör också i större utsträckning än idag fundera över hur och varför vi väljer de provtagningslokaler vi gör i miljöövervakningen, d.v.s. är den lokal där vi tar prov representativ för vattendraget? Detta

kanske har mindre betydelse vid övervakning av kemisk påverkan, men som visats i denna studie, har det en stor inverkan på resultaten vid bedömning av ett vattendrags naturlighet, som i mångt och mycket bygger på de fysiska förhållandena på lokalen.

Referenser

- Appelberg, M., B. Bergquist & E. Degerman. 1999. Bedömningsgrunder för fisk i sjöar och vattendrag. p. 167-238 Ur: T. Wiederholm (Red). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 – Biologiska parametrar. – Naturvårdsverket Rapport 4921.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.
- Bergengren, J., Liliegren, Y., Andersson, L. och Langhelle, A. 2001. Naturvärdesbedömning. Vattendrag. Emån och Mörrumsån I Jönköpings län. Projekt högländsvatten 2000. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2000:57.
- Bishop, K.H. 1991. Episodic increases in stream acidity, catchment flow pathways and hydrograph separation. Doctoral Thesis, University of Cambridge.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. Information från Söt-vattenslaboratoriet, Nr 4, 1984. 33 sidor.
- Coring, E. 1996. Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on "Diatom Assemblage Type Analysis" (DATA). In Whitton BA & Rott E (eds) Use of algae for monitoring rivers II, Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Degerman, E. & B. Sers 1999. Elfiske - Fiskeriverket Information 1999:3, 70 sidor.
- Eloranta, P. & Soinen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14:1-7.
- Fitzpatrick, F.A., Scudder, B.C., Lenz, B.N. och Sullivan, D.J. 2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1489-1507.
- Halldén, A., Liliegren, Y. och Lagerkvist, G. 2000. Biotopkartering – vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2000:20.
- Heino, J. 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation* 11: 137-147.
- Henrikson, L & M. Medin. 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. *Aquaekologerna, Rapport till Länsstyrelsen i Älvsborgs län.*
- Higgins, P. J. 1985. An interactive computer program for population estimation using the Zippin method. - *Aquaculture and Fisheries Management* 1: 287-297.
- Hill, M.O. och Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Jarlman, A., Lindström, E.-A., Eloranta, P. & Bengtsson, R. 1996. Nordic standard for assessment of environmental quality in running water. In Whitton BA & Rott E (eds) Use of algae for monitoring rivers II, Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Kelly, M. G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrofication in rivers. *Water Research* 32:1, 236-242.
- Lammert, M. och Allan, J.D. 1999. Environmental auditing: assessing biotic integrity in streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure of fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- Lohammar, G. 1965. The vegetation of Swedish lakes. – *Acta Phytogeographica Suecica* 50: The plant cover of Sweden, pp 28-47.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 2001. System Aqua. Rapport 5157.
- Naturvårdsverket. 2002. Handbok för miljöövervakning.
- Prygiel, J. & Coste, M. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Etude Agences de l'Eau-Cemagref Bordeaux.

- Rodhe, A. 1987. The origin of streamwater traced by oxygen-18. Doctoral Thesis, Uppsala university.
- Sers, B. & E. Degerman. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Nr 3, 1992: 1-41.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communications. Bell Syst Tech J 27:379-423.
- Skriver, J., Riis, T., Carl, J., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Ernst, M.E., Frandsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. 1999 Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003: biologisk vandløbskvalitet (DVFI): udvidet biologisk program. NOVA 2003.- (Teknisk anvisning fra DMU; 16) Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. -41 s. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_tekanvisning/rapporter/TA16.pdf
- Skriver, J., Friberg, N. och Kirkegaard, J. 2001. Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 28(4): 1822-1830.
- Sonneman, J. A., Walsh, C. J., Breen, P. F. & Sharp, A.K. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. Freshwater Biology 46: 553-565.
- SS-EN 27828 Vattenundersökningar - Metoder för biologisk provtagning - Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv (ISO 7828:1985).
- ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. Vegetatio, 69, 69-77.
- ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power. Ithaca, N.Y.
- Wallsten, M. & Solander, D. 1995. Vattenväxter och miljön. - Naturvårdsverket Rapport 3495, omarbetad vid Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. - Biometrics 12: 163-189.

Appendix 1

Beskrivning av naturlighetsklassning av vattendragen

Mycket hög naturlighet

Sågebäcken (EM1)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	4	Ingrepp har påverkat 7,54 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	5	Inga dammar eller diken/vattenuttag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	4	15,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	5	Bg 1999; Fisk: klass 1.
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	5	0 % av objektet är fragmenterat.

Bäck från Lillahemsgöl (EM2)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	5	Ingrepp har påverkat 0 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	5	0,7 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	4	16,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	5	Bg 1999; Fisk: klass 1. Enligt den regionala kalkeffektuppföljningen är förekomst och rekrytering av öring samt övrig strömlevande fisk optimal eller nära optimal i förhållande de naturliga och ursprungliga förutsättningarna (++)
N5 Vattenkvalitet:	5	Värdet grundas på: alkalinitet
N6 Fragmenteringsgrad:	5	0 % av objektet är fragmenterat.

Hög naturlighet

Brändebäcken (EM3)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	3	Ingrepp har påverkat 23,7 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	5	0,6 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	5	0% av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	4	Vattenpest. Bg 1999; Fisk: klass 1, B-fauna: klass 1
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	3	24,8 % av objektet är fragmenterat.

Sällevadsån (övre) (EM4)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	1	Ingrepp har påverkat 52,7 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	5	0,8 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	4	10,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	4	Signalkräfta. Bg 1999; Fisk: klass 1, B-fauna: klass 1. Kraftigt omgr.
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	5	0 % av objektet är fragmenterat.

Måttlig naturlighet

Spelhestersbäcken (EM5)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	3	Ingrepp har påverkat 13,3 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	4	1,5 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	5	4,3 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	4	Signalkräfta och vattenpest. Bg 1999; Fisk: klass 1.
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	2	38,1 % av objektet är fragmenterat.

Lillån (biflöde Gnyltån) (EM6)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	4	Ingrepp har påverkat 5,79 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	4	1,6 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	4	12,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	4	Igenväxning (6 %) Bg 1999; Fisk: klass 1, B-fauna: klass 1
N5 Vattenkvalitet:	3	Värdet grundas på: alk
N6 Fragmenteringsgrad:	3	19,0 % av objektet är fragmenterat.

Låg naturlighet

Alsedabäcken (EM7)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	0	Ingrepp har påverkat 94,0 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	3	Damm-/ar: Lindåsasjön, Lassabacke. Reglering okänd. 0,9 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	3	39,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen	3	Signalkräfta och vattenpest. Bg 1999; Fisk: klass 1, B-fauna: klass 1. 94% rensning (medtagen i bedömningen).
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	2	36,8 % av objektet är fragmenterat.

Skiverstadsån (EM8)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	0	Ingrepp har påverkat 83,7 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	3	Damm-/ar: Broddarp och Björkliden. Reglering okänd. 0,3 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	3	32,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt- och djursamhällen:	3	Signalkräfta och vattenpest. Bg 1999; Fisk: klass 1. 83% rensning (medtagen i bedömningen).
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	4	9,26 % av objektet är fragmenterat.

Mycket låg naturlighet

Bodanäsaån (övre) (EM9)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	1	Ingrepp har påverkat 53,2 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	0	Damm-/ar; Kvarntorpet: Naturligt lågt flöde i ån som förstärkts av regleringen av Spexhultsjön. Det har förekommit rapporter om torrläggning nedströms Kvarntorpet. 2,8 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag.
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	4	18,0 % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändring av växt-att och djursamhällen:	1	Signalkräfta. Bg 1999; Fisk: klass 3. Öring och elritsa utslagna av allt döma.
N5 Vattenkvalitet:		Värdet grundas på: Ej bedömt
N6 Fragmenteringsgrad:	2	49,4 % av objektet är fragmenterat.

Vetlandabäcken (EM10)

NATURLIGHET

Naturlighetsvärderingarna poängbedöms i en skala mellan 0-5. Med klass 5 avses den mest gynnsamma situationen och klass 0 den mest störda.

Kriterier	Klass	Kommentar
N1 Bestående ingrepp:	0	Ingrepp har påverkat 92,0 % av objektets längd.
N2 Påverkan på flödet:	3	1,3 dike-/en eller vattenuttag per km vattendrag. Stor påverkan av dagvatten
N3 Markanvändning-intensitet i närmiljön:	2	42, % av strandlängden är starkt påverkad.
N4 Förändringar i växt-och djursamhällen	1	Signalkräfta och regnbåge. Bg 1999; Fisk: klass 1, B-fauna: klass 1. Öring och övrig strömlevande fisk utslagna.
N5 Vattenkvalitet:	1	Värdet grundas på: tot P
N6 Fragmenteringsgrad:	1	58,2 % av objektet är fragmenterat.

Appendix 2

Naturlighetsbedömning för de provtagna lokalerna

Vattendrag	Naturlighet per vattendrag	Naturlighet per lokal	Rensings- grad	Närmiljö- vänster	Närmiljö- höger	Lokalnamn
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	4	0	k	bar2	GAMMAL TRÄBRO
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	4	0	k	bar2	ÅVÄGEN
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	4	0	k	bag	HYGGE NED MOSSEN
SÅGEBÄCKEN	5	3	1	lr2	k	NEDAN BRON
SÅGEBÄCKEN	5	3	1	lr2	k	UPPSTR BRON
SÅGEBÄCKEN	5	4	0	vk2	k	NEDAN KÖLJESJÖ
BRÄNDEBÄCKEN	4	5	?	vk2	vk2	HYGGET
BRÄNDEBÄCKEN	4	2	3	å2	blg	SANGLID
BRÄNDEBÄCKEN	4	3	1	bas3	å2	BRÄNDEKVARN
SÄLLEVADSÅN	4	2	1	k	k	KARLSTORP
SÄLLEVADSÅN	4	2	1	k	k	KARLSTORP
SÄLLEVADSÅN	4	1	3	bag	å2	GAMLA VÄGBRON
LILLÅN	3	4	?	bas	å2	BETESHAGEN
LILLÅN	3	4	1	blvk3	bas	VÄGTRUMMEBRON
LILLÅN	3	4	1	bls	bas	GAMLA STENBRON
SPELHESTERBÄCKEN	3	2	3	a1	bag	UPPSTR VÄGBRON
SPELHESTERBÄCKEN	3	4	0	bag	bag	UPPSTR KRAFTLEDNING
SPELHESTERBÄCKEN	3	4	0	bar2	bag	UPPSTRÖMS VÄG 134
ALSEDABÄCKEN	2	4	0	bas	blg	NEDAN DAMM
ALSEDABÄCKEN	2	1	2	k	a2	LASSABACKE
ALSEDABÄCKEN	2	5	0	bas	bag	MEDERYD
SKIVERSTADÅN	2	1	2	k	k	KVARNDAMMEN
SKIVERSTADÅN	2	5	0	vk2	vk2	MILLERYDSDAMM
BODANÅSAÅN	1	2	2	k	lg	MÅLEN SV
BODANÅSAÅN	1	2	2	a5	blg	ISÅSA NV
BODANÅSAÅN	1	2	1	a1	a1	KVARNTORPET
VETLANDABÄCKEN	1	4	1	bas	ls4	CYKELBRON
VETLANDABÄCKEN	1	4	0	bag	bas	LOCKABOLET
VETLANDABÄCKEN	1	1	3	lg	bas	NO ARVINGETORP

Förklaring:

Reningsgraden är tregradig. (0=ingen rensning – 3=omgrävt/kanaliserat)

Närmiljön redovisas på höger resp. vänster sida. Koderna som är tagna direkt från biotopkarteringsdatabasen i respektive kolumn redovisar den dominerade närmiljön på respektive lokal.

Appendix 3

Kemi provtagningsresultat

StNamn	Kod	År	Mån	Dag	Temp °C	Syrgas mg/l	pH	Kond. mS/m25	Ca mekv/l	Mg mekv/l	Na mekv/l	K mekv/l	Alk./Acid mekv/l	SO4_IC mekv/l	Cl mekv/l	F mg/l
Sågebäcken	EM1	2002	8	12	21	8.3	7.01	5.14	0.266	0.079	0.154	0.009	0.166	0.091	0.115	0.12
Sågebäcken	EM1	2002	10	28	5	11.86	6.82	5.76	0.293	0.082	0.159	0.018	0.151	0.17	0.127	0.09
Bäck från Lilla-hemsgöl	EM2	2002	8	14	16.1	9	7.36	8.57	0.584	0.189	0.172	0.013	0.561	0.046	0.105	0.35
Bäck från Lilla-hemsgöl	EM2	2002	10	28	4.2	12.26	6.73	7.34	0.383	0.122	0.173	0.025	0.113	0.341	0.129	0.17
Brändebäcken	EM3	2002	8	13	23.9	5.81	6.35	6.24	0.272	0.152	0.195	0.007	0.268	0.078	0.142	0.22
Brändebäcken	EM3	2002	10	28	4.8	10.29	6.02	4.79	0.154	0.089	0.171	0.037	0.071	0.137	0.137	0.16
Sällevadsån, övre	EM4	2002	8	13	24.2	6.02	6.64	7.94	0.471	0.168	0.207	0.024	0.161	0.127	0.143	0.23
Sällevadsån, övre	EM4	2002	10	28	4.2	11.18	6.73	8.69	0.455	0.162	0.229	0.031	0.244	0.295	0.164	0.17
Spelhesterbäcken	EM5	2002	8	14	15.5	9.12	7.34	13.7	0.736	0.213	0.433	0.029	0.648	0.139	0.311	0.86
Spelhesterbäcken	EM5	2002	10	29	1.9	12.7	6.51	10.8	0.553	0.158	0.316	0.028	0.114	0.447	0.268	0.46
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	8	13	19.8	8.28	7.04	7.18	0.324	0.198	0.247	0.023	0.242	0.114	0.157	0.31
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	10	28	5	11.63	6.45	7.8	0.301	0.184	0.233	0.031	0.098	0.308	0.188	0.2
Alsedabäcken	EM7	2002	8	13	17.9		7.51	17.4	0.851	0.407	0.395	0.06	0.75	0.426	0.324	0.51
Alsedabäcken	EM7	2002	10	28	5.1	10.91	6.76	19.6	0.945	0.457	0.442	0.071	0.285	0.912	0.42	0.26
Skiverstadån	EM8	2002	8	14	22.6	7.86	6.97	9.3	0.462	0.129	0.309	0.024	0.318	0.144	0.251	0.53
Skiverstadån	EM8	2002	10	29	2.6	12.62	6.85	9.34	0.448	0.123	0.321	0.032	0.266	0.217	0.269	0.46
Bodanäsån, övre	EM9	2002	8	14	17.8	6.76	6.62	10.4	0.43	0.205	0.395	0.032	0.384	0.093	0.337	0.09
Bodanäsån, övre	EM9	2002	10	28	4.5	9.77	6.32	8.26	0.324	0.152	0.302	0.033	0.215	0.144	0.297	0.06
Vetlandabäcken	EM10	2002	8	13	18.8	5.18	7.05	161	0.827	0.312	11.86	0.1	0.239	12.873	0.551	0.23
Vetlandabäcken	EM10	2002	10	28	5.7	10.1	6.91	48.9	0.761	0.284	3.321	0.082	0.626	3.157	0.674	0.18

StNamn	Kod	År	Mån	Dag	NH4_N µg/l	NO2+ NO3_N µg/l	Tot_N ps µg/l	PO4_P µg/l	Övr. P µg/l	Tot_P µg/l	Abs F 420/5	Si mg/l	Slamhalt mg/l	TOC mg/l
Sågebäcken	EM1	2002	8	12	7	53	744	1	6	7	0.141	2.01	1.1	10.5
Sågebäcken	EM1	2002	10	28	8	62	566	3	4	7	0.086	2.02	1	13.1
Bäck från Lilla- hemsgöl	EM2	2002	8	14	20	64	566	6	2	8	0.322	4.68	3.1	16.4
Bäck från Lilla- hemsgöl	EM2	2002	10	28	11	49	663	6	7	13	0.222	2.91	7.6	16.6
Brändebäcken	EM3	2002	8	13	3	8	535	1	6	7	0.167	1.89	3.1	10.5
Brändebäcken	EM3	2002	10	28	10	16	497	3	5	8	0.142	1.15	0.4	15.1
Sällevadsån, övre	EM4	2002	8	13	22	44	1095	5	16	21	0.634	3.77	5	27.5
Sällevadsån, övre	EM4	2002	10	28	14	159	815	6	9	15	0.272	2.68	4.7	21.1
Spelhesterbäcken	EM5	2002	8	14	9	478	863	9	2	11	0.288	5.94	2.4	11.6
Spelhesterbäcken	EM5	2002	10	29	16	618	1331	6	8	14	0.268	3.47	2.4	23.2
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	8	13	25	135	1388	5	15	20	0.434	4.71	8.4	19.2
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	10	28	10	399	999	7	11	18	0.179	3.22	5.4	18.8
Alsedabäcken	EM7	2002	8	13	16	274	848	7	10	17	0.145	6.05	3.1	8.1
Alsedabäcken	EM7	2002	10	28	12	2214	2675	8	11	19	0.17	3.48	2.9	21.2
Skiverstadån	EM8	2002	8	14	24	45	615	4	11	15	0.162	3.12	2.1	12.1
Skiverstadån	EM8	2002	10	29	9	84	741	6	12	18	0.124	1.49	3.3	16.5
Bodanäsån, övre	EM9	2002	8	14	40	234	977	16	17	33	0.416	2.76	4.2	15.6
Bodanäsån, övre	EM9	2002	10	28	13	328	934	11	12	23	0.203	1.81	2.6	16.9
Vetlandabäcken	EM10	2002	8	13	1902	8820	10708	7	19	26	0.088	2.74	2.5	11
Vetlandabäcken	EM10	2002	10	28	453	2312	2976	12	15	27	0.088	2.05	3.8	14.2

StNamn	Kod	År	Mån	Dag	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Al_s µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Co µg/l	As µg/l	V µg/l	Al_ICP µg/l
Sågebäcken	EM1	2002	8	12	300	45	0.55	1.2	75	0.007	0.06	0.28	0.22	0.06	0.28	0.21	63
Sågebäcken	EM1	2002	10	28	125	24	0.45	1.2	60	0.005	0.05	0.24	0.2	0.036	0.17	0.15	56
Bäck från Lillahemsgöl	EM2	2002	8	14	2050	51	0.23	0.9	85	0.006	0.09	0.36	0.35	0.175	0.36	0.91	53
Bäck från Lillahemsgöl	EM2	2002	10	28	2260	180	0.35	2.8	165	0.015	0.29	0.35	0.25	0.321	0.29	1.04	131
Brändebäcken	EM3	2002	8	13	910	116	0.23	1	65	0.007	0.12	0.21	0.15	0.212	0.37	0.22	61
Brändebäcken	EM3	2002	10	28	430	32	0.28	1.5	85	0.006	0.19	0.23	0.12	0.065	0.21	0.25	76
Sällevadsån, övre	EM4	2002	8	13	2900	128	1	1.8	255	0.01	0.57	0.66	1	0.55	0.59	1.8	220
Sällevadsån, övre	EM4	2002	10	28	1860	75	0.68	2	155	0.012	0.46	0.45	0.5	0.333	0.34	1.42	129
Spelhesterbäcken	EM5	2002	8	14	1520	68	0.32	1.1	85	0.013	0.12	0.49	0.09	0.1	0.43	0.88	63
Spelhesterbäcken	EM5	2002	10	29	695	81	0.48	3.6	280	0.021	0.15	0.45	0.22	0.133	0.39	0.75	230
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	8	13	3100	91	0.87	2.3	200	0.014	0.27	0.56	0.5	0.236	0.42	0.98	160
Lillån (Gnyltån)	EM6	2002	10	28	910	115	0.93	2.8	200	0.015	0.21	0.46	0.3	0.219	0.24	0.6	160
Alsedabäcken	EM7	2002	8	13	1375	17	1	0.7	65	0.008	0.05	0.67	0.4	0.155	0.45	0.98	56
Alsedabäcken	EM7	2002	10	28	370	34	2.1	2.1	170	0.017	0.08	0.86	0.45	0.326	0.45	0.54	139
Skiverstadån	EM8	2002	8	14	560	390	0.54	0.9	60	0.006	0.1	0.31	0.27	0.08	0.43	0.37	49
Skiverstadån	EM8	2002	10	29	450	280	0.51	1.5	70	0.009	0.19	0.33	0.33	0.074	0.45	0.45	54
Bodanäsån, övre	EM9	2002	8	14	1930	117	2.2	6	175	0.013	0.44	1.05	0.9	0.257	0.66	1.07	138
Bodanäsån, övre	EM9	2002	10	28	800	81	1.9	9.6	150	0.021	0.33	0.83	0.54	0.189	0.42	0.88	130
Vetlandabäcken	EM10	2002	8	13	610	32	6.1	7.2	50	0.013	0.31	0.79	0.7	0.141	0.51	0.95	34
Vetlandabäcken	EM10	2002	10	28	620	84	3.2	13	85	0.024	0.45	1.05	0.8	0.259	0.61	1.02	135

Appendix 4

Påväxt artlistor

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
-										
<i>Achnanthes</i> cf. <i>abundans</i> Manguin	25	35	46	27	22	70	17	28	18	2
<i>Achnanthes</i> <i>bioretii</i> Germain				1		3	2			
<i>Achnanthes</i> <i>didyma</i> Hustedt	1								2	
<i>Achnanthes</i> <i>eutrophila</i> Lange-Bertalot										196
<i>Achnanthes</i> <i>helvetica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot				1						
<i>Achnanthes</i> <i>laevis</i> Oestrup	3	1			1	2	3	10	3	2
<i>Achnanthes</i> <i>lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot							1			
<i>Achnanthes</i> <i>lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	1									
<i>Achnanthes</i> <i>laterostrata</i> Hustedt								1		
<i>Achnanthes</i> <i>linearoides</i> Lange-Bertalot	4		1		1		2	1	2	
<i>Achnanthes</i> <i>marginulata</i> Grunow				2			5			
<i>Achnanthes</i> <i>minutissima</i> -grupp	181	186	23	19	193	172	249	63	319	130
<i>Achnanthes</i> <i>oblongella</i> Oestrup										16
<i>Achnanthes</i> <i>peragalli</i> Brun & Heribaud									1	
<i>Achnanthes</i> <i>pusilla</i> (Grunow) De Toni		4		3	1			2		
<i>Achnanthes</i> <i>rossii</i> Hustedt									1	
<i>Achnanthes</i> <i>subatomoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Archibald	1	1			3	1	3	2	3	
<i>Achnanthes</i> <i>suchlandtii</i> Hustedt									10	
<i>Achnanthes</i> cf. <i>trinodis</i> (W. Smith) Grunow	2									
<i>Achnanthes</i> <i>ventralis</i> (Krasske) Lange-Bertalot	1			1		1	1		1	
<i>Achnanthes</i> spp.				2				3		
<i>Amphipleura</i> <i>pellucida</i> Kützing							1	1		2
<i>Amphora</i> <i>libyca</i> Ehrenberg				1						
<i>Asterionella</i> <i>formosa</i> Hassall								1		
<i>Aulacoseira</i> <i>ambigua</i> (Grunow) Simonsen								56		
<i>Aulacoseira</i> <i>distans</i> -grupp	4			19				51		
<i>Aulacoseira</i> spp.		1		40			1	1		
<i>Brachysira</i> <i>brebissonii</i> Ross		3								
<i>Brachysira</i> <i>neoexilis</i> Lange-Bertalot	27	26	40	5	7	5	3	1	4	
<i>Brachysira</i> <i>procera</i> Lange-Bertalot & Moser					1					
<i>Caloneis</i> <i>bacillum</i> (Grunow) Cleve								1		
<i>Caloneis</i> <i>tenuis</i> (Gregory) Krammer	1	1						3		
<i>Calvinula</i> <i>mollicula</i> (Hustedt) Lange-Bertalot				3						
<i>Cocconeis</i> <i>placentula</i> Ehrenberg (inkl. varieteter)							2			2
<i>Cyclotella</i> <i>meneghiniana</i> Kützing										1
<i>Cyclotella</i> <i>radiosa</i> (Grunow) Lemmermann	2			3				14		
<i>Cyclotella</i> <i>rossii</i> Håkansson	2					1				
<i>Cyclotella</i> <i>stelligera</i> Cleve & Grunow				1						1
<i>Cymbella</i> <i>descripta</i> (Hustedt) Krammer & Lange-Bertalot								1	1	
<i>Cymbella</i> <i>naviculiformis</i> Auerswald		2								
<i>Denticula</i> <i>tenuis</i> Kützing							1			
<i>Diatoma</i> <i>moniliformis</i> Kützing							3	1		1
<i>Diatoma</i> <i>tenuis</i> Agardh	5						1		3	1
<i>Encyonema</i> <i>lange-bertalotii</i> Krammer										6
<i>Encyonema</i> <i>neogracile</i> Krammer		2	1	1	2					
<i>Encyonema</i> <i>silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann							1			
<i>Encyonema</i> <i>vulgare</i> Krammer	1									
<i>Encyonopsis</i> <i>subminuta</i> Krammer & Reichardt	3	7				2		1		

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
<i>Epithemia sorex</i> Kützing									1	
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg				1						
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	3	6	9	8	2		5	7	2	
<i>Eunotia botuliformis</i> Wild, Nörpel & Lange-Bertalot	3	3			1	3		4	1	
<i>Eunotia eurycephaloides</i> Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot			2	3					2	
<i>Eunotia</i> cf. <i>exsecta</i> (Cleve-Euler) Nörpel-Schempp & Lange-Bertalot		1								
<i>Eunotia flexuosa</i> Brébisson in Kützing			2							
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	5				4		1		7	2
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	1	7	2	2	2	1	3	28	1	
<i>Eunotia incisa</i> Gregory	12	2	7	2				1		
<i>Eunotia meisteri</i> Hustedt		2							1	
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	3	1			3	12	7	4		8
<i>Eunotia naegelii</i> Migula			8	1						2
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst								1		
<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg		1								
<i>Eunotia tenella</i> (Grunow) Hustedt	1	3								
<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni								1	2	
<i>Eunotia</i> spp.	48	45	23	14	21	88	13	26		
<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve								2		
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow				3			3			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capitellata</i> (Grunow) Lange-Bertalot										2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>distans</i> (Grunow) Lange-Bertalot	2				1			5		
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Oestrup) Hustedt	56	17	12	3	93	18	35	9	6	9
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot		1			3		6			4
<i>Fragilaria constricta</i> Ehrenberg				1						
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i> (Ehrenberg) Grunow				20				1		
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenberg) Hustedt				45						
<i>Fragilaria exigua</i> Grunow	2			47		2	1	1	7	1
<i>Fragilaria nanana</i> Lange-Bertalot	1		10	8	2			2	1	
<i>Fragilaria</i> cf. <i>oldenburgioides</i> Lange-Bertalot				4						
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grunow				1						
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg		1		16			17			
<i>Fragilaria pseudoconstruens</i> Marciniak								1		
<i>Fragilaria robusta</i> (Fusey) Manguin							1		1	
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot		1			1			2		
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>danica</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1			1						
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot					15	1	5			6
<i>Fragilaria</i> spp.	1	5		73		5	3	8		1
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer	1		10	4						
<i>Frustulia erifuga</i> Lange-Bertalot & Krammer			2							
<i>Frustulia krammeri</i> Lange-Bertalot & Metzeltin			4							
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst					3					
<i>Gomphonema bozenae</i> Lange-Bertalot & Reichardt								29		
<i>Gomphonema coronatum</i> Ehrenberg		1	1		1					
<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt & Lange-Bertalot		15								
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> Kützing					3	1	3	13		7
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i> Grunow	3	2	195	4	4	1	1	16	4	
<i>Gomphonema</i> spp.	2		2		5	1			3	
<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i> (Greville) Agardh									2	
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck									1	

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
Navicula angusta Grunow		1	4					1		
Navicula capitata Ehrenberg										1
Navicula cryptocephala Kützing					1	3			1	5
Navicula elginensis (Gregory) Ralfs										1
Navicula cf. festiva Krasske			2							
Navicula gregaria Donkin							2			
Navicula heimansioides Lange-Bertalot	2	6	4	2						
Navicula maceria Schimanski	1	4	5	1						
Navicula mediocris Krasske			3					1		
Navicula minuscula Grunow							1			
Navicula pseudoscutiformis Hustedt				1						
Navicula pseudoventralis Hustedt				4						
Navicula pupula Kützing							1			
Navicula radiosa Kützing		2					2	1		
Navicula rhyngocephala Kützing							1		2	
Navicula spp.				4				3		
Naviculadicta digituloides Lange-Bertalot (NDGO)	2	6					2			
Naviculadicta litos (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	2									
Nitzschia acidoclinata Lange-Bertalot		1				4			1	
Nitzschia acula Hantzsch	1	2			1					
Nitzschia cf. dissipata var. media (Hantzsch) Grunow							1			1
Nitzschia cf. flexoides Geitler							1			
Nitzschia gracilis Hantzsch	1			1						
Nitzschia cf. lacuum Lange-Bertalot		1								
Nitzschia perminuta (Grunow) M. Peragallo							1			
Nitzschia spp.	2				3	7	4		1	3
Peronia fibula (Brébisson ex Kützing) Ross	1		2							
Pinnularia sinistra Krammer		1			1					
Pinnularia subcapitata Gregory				2						
Pinnularia subgibba var. undulata Krammer					1			1		
Stauroneis cf. neohyalina Lange-Bertalot				1						
Stauroneis producta Grunow						2				
Stenopterobia curvula (W. Smith) Krammer				1						
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing	11	6	4	14	7	1	1	4	9	
Meridion circulare var. circulare (Greville) Agardh									2	
Meridion circulare var. constrictum (Ralfs) Van Heurck									1	
Navicula angusta Grunow		1	4					1		
Navicula capitata Ehrenberg										1
Navicula cryptocephala Kützing					1	3			1	5
Navicula elginensis (Gregory) Ralfs										1
Navicula cf. festiva Krasske			2							
Navicula gregaria Donkin							2			
Navicula heimansioides Lange-Bertalot	2	6	4	2						
Navicula maceria Schimanski	1	4	5	1						
Navicula mediocris Krasske			3					1		
Navicula minuscula Grunow							1			
Navicula pseudoscutiformis Hustedt				1						
Navicula pseudoventralis Hustedt				4						

	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM6	EM7	EM8	EM9	EM10
<i>Navicula pupula</i> Kützing							1			
<i>Navicula radiosa</i> Kützing		2					2	1		
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing							1		2	
<i>Navicula</i> spp.				4				3		
<i>Naviculadicta digituloides</i> Lange-Bertalot (NDGO)	2	6					2			
<i>Naviculadicta litos</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	2									
<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot		1				4			1	
<i>Nitzschia acula</i> Hantzsch	1	2			1					
<i>Nitzschia</i> cf. <i>dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow							1			1
<i>Nitzschia</i> cf. <i>flexoides</i> Geitler							1			
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	1			1						
<i>Nitzschia</i> cf. <i>lacuum</i> Lange-Bertalot		1								
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M. Peragallo							1			
<i>Nitzschia</i> spp.	2				3	7	4		1	3
<i>Peronia fibula</i> (Brébisson ex Kützing) Ross	1		2							
<i>Pinnularia sinistra</i> Krammer		1			1					
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory				2						
<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>undulata</i> Krammer					1			1		
<i>Stauroneis</i> cf. <i>neohyalina</i> Lange-Bertalot				1						
<i>Stauroneis producta</i> Grunow						2				
<i>Stenopterobia curvula</i> (W. Smith) Krammer				1						
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	11	6	4	14	7	1	1	4	9	

Appendix 5

Bottenfauna taxalistor

Artnamn	Såge- bäcken 2	Bäck från Lillahemsgöl	Brände- bäcken	Sällevadsån, övre	Spelhester- bäcken	Lillån (Gnyltån) 97	Alseda- bäcken	Skiverstadån	Bodanåsaån, övre 2	Vetlanda- bäcken 3
Acroloxus lacustris										
Aeshna grandis	5	78	2	1	191	345	85	2		
Agapetus ochripes		18			73	54	50	18	45	
Amphinemura borealis	11	1					23			27
Ancylus fluviatilis			1							
Anisoptera				1						
Apatania sp.				1						
Asellus aquaticus	64	3	121	38	26	71	3	32	256	6
Athripsodes cinereus				207						6
Athripsodes sp.				8						3
Baetis rhodani	2	31	10	1	250	77	1	46	5	
Bathymphalus contortus										3
Bithynia tentaculata				1						
Brachyptera risi					5					
Caenis horaria				1200						
Caenis luctuosa		1								4
Caenis rivulorum							43		1	
Calopteryx splendens	7									
Capnopsis schilleri		19			10	11	9			
Centroptilum luteolum	27			93	15	24	24	1	23	190
Ceratopogonidae	29	8	15			1	3	29		
Chaetopteryx-Amitella				1						
Chaoborus flavicans										
Cheumatopsyche lepida										6
Chironomini	2	8	16	1		7	15	3	40	1
Cordulegaster boltonii			12					1		
Culicidae		1								
Dicranota sp.		21		2	24	6	2	3	8	
Diptera, övr.			1							
Diura nanseni						2				
Elmis aenea	24	1	1		50	4	83		10	
Eloeophila sp.		4	2	3	5	3	7			
Empididae	7		29	1	2	10	1	59	21	1
Ephemera vulgata				17		4	5	16		
Erpobdella octoculata	3		19	14		1			1	64
Gyraulus acronicus			2							
Gyraulus albus			45	2						1
Haemopsis sanguisuga						203				
Helobdella stagnalis				4	1	3				1
Helodes sp.			1		19	1				
Hemiclepsis marginata			1							
Heptagenia fuscogrisea			47							
Heptagenia sulphurea	17	36	52	124	9	188	1	41		
Hydracarina	48	25	22	20	48	46	35	6	3	6
Hydraena sp.		1	1	5	250	89	28	1		3
Hydropsyche angustipennis		4	13	27					12	240
Hydropsyche pellucidula	1	3		49		1		7		
Hydropsyche saxonica						16				
Hydropsyche siltalai			4	30	1	37	9	18	9	24
Hydropsyche sp.						3				
Hydroptila sp.							4			
Isoperla grammatica	1	1	18	4	14	13	5	1	1	
Isoperla sp.	2	2	33	45		4	2	27		
Ithytrichia sp.	7			5		1				
Lepidoptera	1	1		1		8	5			
Lepidostoma hirtum										3
Leptophlebia marginata	9	1	25	2	1	18	21		47	
Leptophlebia vespertina	84	23	34	2	2	32		72	7	
Leuctra digitata							2			
Leuctra hippopus	72	87	86	31	80	733	111	202	280	
Leuctra nigra							1			
Leuctra sp.			1	2	66					
Limnephilidae	24	4		1	4			8	2	10
Limnephilidae, övr.			87							
Limnius volckmari	24	33		234	296	24	31	30	7	5
Limoniidae							2			
Lype phaeopa	1	5								
Lype reducta			1				1		1	
Micropterna sp.			2							
Mystacides azurea	3			9			5			
Mystacides longicornis/nigra	6	1		3		2	20			
Mystacides sp.				3						
Nematoda					1		1			
Nemoura avicularis	8	8	36			31	20	2	104	
Nemoura cinerea	1									
Nemoura sp.		2	17	1				9	49	
Neolimnomyia batava	1									
Neureclipsis bimaculata				158						
Nigrobaetis niger	170	129	50	10	4	105	81	88	17	
Oecetis testacea				9			16	3	9	
Oligochaeta, totalt	5	11	3	10	7	126	10	2	26	21
Onychogomphus forcipatus			2	11						
Orectochilus villosus				73				1		
Orthocladiinae	67	20	112	34	27	94	41	175	95	242
Oulimnius troglodytes-tuberculatus	6	30	6	61		22	101		15	203
Oulimnius tuberculatus	1	10		4		11	20			6
Oxyethira sp.	19	2	9	16						
Plectrocnemia conspersa		1				2				1
Plectrocnemia sp.			4	1						
Polycentropus flavomaculatus	72	24	32	27	37	55	55	10	94	1
Polycentropus irroratus		5		2				10	105	
Polycentropus sp.									81	
Protonemura meyeri					3					
Psychodidae			1		1		2	5	4	3
Radix ovata				1						
Radix peregra							1			
Radix peregra/ovata										2
Rhyacophila fasciata					2	1	1			
Rhyacophila nubila			8	2		4	1			12
Rhyacophila sp.	2		13		1	6	1	12	2	
Sericostoma personatum	8	4	111		44	147	112		6	
Sialis lutaria				2						
Sigara sp.	1									
Silo pallipes					1		3	3		
Simuliidae	3	5	10		19	1	2	40	222	
Sphaeriidae	471	9	35	900	1	28	6	8	70	8
Tabanidae							3			
Taeniopteryx nebulosa				1						
Tanypodinae	38	36	56	67	23	111	97	44	375	21
Tanytarsini	157	197	270	16	35	112	208	74	590	49
Tipula sp.		3				3	1		1	11
Turbellaria	2		1							1
Wormaldia subnigra					1					
Zygoptera	1		1							

Appendix 6

Makrofyter artlistor

Sågebäcken EM1

Vatten

<i>Potamogeton alpinus</i>	rostrnate
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	bäcknate
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	hårslinga
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	topplösa
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver
<i>Carex lasiocarpa</i>	trådstarr
<i>Juncus bulbosus</i>	löktåg

Strand

<i>Calliergonella cuspidata</i>	spjutmossa
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	kärr-stjärnmossa
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
<i>Carex flava</i>	knaggelstarr
<i>Carex caespitosa</i>	tuvstarr
<i>Potentilla palustris</i>	kråkklöver
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	topplösa
<i>Calamagrostis arundinaceae</i>	piprör
<i>Potentilla erecta</i>	blodrot
<i>Mentha arvensis</i>	åkermyntha
<i>Myrica gale</i>	pors

Bäck från Lillahemsgöl EM2

Vatten

<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
-----------------------	------------

Strand

<i>Pellia epiphylla</i>	fickbålmossa
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
<i>Carex flava</i>	knaggelstarr
<i>Carex nigra</i>	svartstarr
<i>Juncus effusus</i>	veketåg
<i>Juncus articulatus</i>	ryltåg
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Sium latifolium</i>	vattenmärke
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Cirsium palustre</i>	kärrtistel
<i>Potentilla erecta</i>	blodrot
<i>Thalictrum flavum</i>	ängsruta

Brändebäcken EM3

Vatten

<i>Batrachospermum</i>	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	bäcknate
<i>Juncus bulbosus</i>	löktåg
<i>Sparganium sp.</i>	igelknopp
<i>Sparganium minimum</i>	dvärg-igelknopp
<i>Nymphaea candida</i>	vit näckros
<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros
<i>Carex lasiocarpa</i>	trådstarr
<i>Carex elata</i>	bunkestarr
<i>Utricularia minor</i>	dvärgbläddra
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	topplösa
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv

Strand

<i>Carex lasiocarpa</i>	trådstarr
<i>Carex elata</i>	bunkestarr
<i>Dryopteris filix-mas</i>	träjon
<i>Ledum palustre</i>	skvattram

Övre Sällevadsån EM4

Vatten

<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålsäv
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Viola palustris</i>	kärrviol

Strand

<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
<i>Juncus bulbosus</i>	löktåg
<i>Juncus effusus</i>	veketåg
<i>Sparganium minimum</i>	dvärgigelknopp
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Butomus umbellatus</i>	blomvass
<i>Lysimachia vulgaris</i>	strandlysing
<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo
<i>Mentha arvensis</i>	åkermynta
<i>Agrostis canina</i>	brunven
<i>Scutellaria galericulata</i>	frossört
<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster

Spelhesterbäcken EM5

Vatten

<i>Chara globularis</i>	skörsträfsse
<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr

Strand

<i>Pellia epiphylla</i>	fickbålmossa
<i>Carex rostrata</i>	flaskstarr
<i>Carex flava</i>	knaggelstarr
<i>Juncus conglomeratus</i>	knapptåg
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Cirsium palustre</i>	kärrtistel
<i>Potentilla erecta</i>	blodrot
<i>Thalictrum flavum</i>	ängsruta
<i>Galium boreale</i>	vitmåra
<i>Solidago virgaurea</i>	gullris
<i>Alchemilla glabra</i>	glatt daggkåpa
<i>Myrica gale</i>	pors

Lillån EM6

Vatten

<i>Sphagnum subsecundum</i>	krokvitmossa
<i>Calliergon cordifolium</i>	kärskedmossa
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Potamogeton sp.</i>	nate
<i>Sparganium sp.</i>	igelknopp
<i>Littorella uniflora</i>	strandpryl
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	topplösa
<i>Mentha sp.</i>	mynta
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver

Strand

<i>Pellia epiphylla</i>	fickbålmossa
<i>Caltha palustris</i>	kabbeleka
<i>Juncus articulatus</i>	ryltåg
<i>Juncus effusus</i>	veketåg
<i>Carex flava</i>	knaggelstarr
<i>Carex vesicaria</i>	blåsstarr
<i>Carex acuta</i>	vass-starr
<i>Polygonum lapathifolia</i>	pilört
<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver
<i>Eupatorium cannabinum</i>	hampflockel
<i>Cirsium palustre</i>	kärrtistel
<i>Mentha verticillata</i>	kransmynta
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel

Alsedabäcken EM7

Vatten

<i>Lemanea fluviatilis</i>	strömtråd
<i>Fontinalis antipyretica</i>	näckmossa
<i>Potamogeton alpinus</i>	rostnate
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver
<i>Ranunculus flammula</i>	ältranunkel
<i>Juncus bulbosus</i>	löktåg
<i>Sparganium emersum</i>	igelknopp
<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros
<i>Carex sp.</i>	starr
<i>Caltha palustris</i>	kabbeleka
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	topplösa
<i>Tussilago farfara</i>	hästhov
<i>Mentha sp.</i>	mynta

Strand

<i>Schoenoplectus lacustris</i>	säv
<i>Carex oederi</i>	ärtstarr
<i>Carex flava</i>	knaggelstarr
<i>Sium latifolium</i>	vattenmärke
<i>Juncus effusus</i>	veketåg
<i>Equisetum pratense</i>	ängsfräken
<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster
<i>Lysimachia vulgaris</i>	strandlysing
<i>Myosotis scorpioides</i>	äkta förgätmigej
<i>Mentha sp.</i>	mynta
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo
<i>Galium sp.</i>	måra
<i>Rumex sp.</i>	skräppa
<i>Fragaria vesca</i>	smultron

Skiverstadsån EM8

Vatten

<i>Fontinalis antipyretica</i>	näckmossa
	mossa på sten

Strand

<i>Pellia epiphylla</i>	fickbålmossa
<i>Juncus effusus</i>	veketåg
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	topplösa
<i>Viola palustris</i>	kärrviol
<i>Caltha palustris</i>	kabbeleka
<i>Peucedanum palustre</i>	kärrsilja
<i>Maianthemum bifolium</i>	ekorrbar
<i>Thelypteris phegopteris</i>	hultbräken
<i>Poa trivialis</i>	kärrgröe
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Oxalis acetosella</i>	harsyra

Bodenäsån EM9

Vatten

<i>Sparganium sp.</i>	igelknopp
<i>Nuphar lutea</i>	gul näckros
<i>Callitriche sp.</i>	lånke
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver
<i>Carex sp.</i>	starr

Strand

<i>Carex sp.</i>	starr
<i>Menyanthes trifoliata</i>	vattenklöver
<i>Glyceria fluitans</i>	mannagräs
<i>Lysimachia vulgaris</i>	strandlysing
<i>Rumex hydrolapathum</i>	vattenskräppa
<i>Lycopus europaeus</i>	strandklo
<i>Potentilla palustris</i>	kråklöver
<i>Mentha arvensis</i>	åkermynta
<i>Callitriche cophocarpa</i>	sommarlånke
<i>Filipendula ulmaria</i>	älgräs
<i>Solanum dulcamara</i>	besksöta
<i>Cardamine palustris</i>	kärrbräsma
<i>Athyrium filix-femina</i>	majbräken
<i>Urtica dioica</i>	brännässla
<i>Calamagrostis canescens</i>	grenrör
<i>Equisetum pratense</i>	ängsfräken
<i>Ribes nigrum</i>	svarta vinbär
<i>Poa nemoralis</i>	lundgröe
<i>Geum rivale</i>	humleblomster

Vetlandabäcken EM10

Vatten

<i>Fontinalis antipyretica</i>	näckmossa
<i>Leptodictyum riparium</i>	vattenkryp-mossa
<i>Sparganium sp.</i>	igelknopp
<i>Elodea canadensis</i>	vattenpest
<i>Callitriche sp.</i>	lånke
	gräs

Strand

<i>Brachytericum plumosum</i>	bäck-gräsmossa
<i>Leptodictyum riparium</i>	vattenkryp-mossa
<i>Callitriche sp.</i>	lånke
<i>Lythrum salicaria</i>	fackelblomster
<i>Urtica dioica</i>	brännässla
<i>Rubus</i>	
	gräs
	orbunke

Appendix 7

Makrofyter frekvenser (%)

Art	Em1	Em2	Em3	Em4	Em5	Em6	Em7	Em8	Em9	Em10
Undervattensväxter										
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamogeton alpinus</i>	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus bulbosus</i>	1	0	11 (20)*	0	0	0	3	0	0	0
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	5	0	6 (28)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Utricularia intermedia</i>	0	0	0 (8)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleocharis acicularis</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Littorella uniflora</i>	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
<i>Ranunculus flammula</i>	8	0	0	5	0	48	4	0	0	0
<i>Callitriche spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	7	10
<i>Batrachospermum spp.</i>	0	0	94 (64)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lemanea fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Elodea canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Vattenmossor</i>	0	0	0	0	0	0	57	44	0	45
Flytbladsväxter										
<i>Nymphaea candida</i>	0	0	0 (3)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nuphar lutea</i>	0	0	0 (19)*	0	0	0	1	0	41	0
Övervattensväxter										
<i>Sparganium spp.</i>	0	0	0 (28)*	5	1	1	1	0	4	5
<i>Menyanthes trifoliata</i>	13	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Lysimachia thysiflora</i>	1	0	3 (2)*	0	0	1	4	0	0	0
<i>Carex asiocarpa</i>	8	0	0 (6)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex rostrata</i>	0	1	0	14	1	0	1	0	8	0
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0	0	0 (2)*	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mentha spp.</i>	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0
<i>Caltha palustris</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Chara globularis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

* inklusive arter uppströms dämme (se text)

Appendix 8

Elfiskade lokaler

H-ARO	VDRAGNAMN	XKOORD	YKOORD	N-KL	LOKALNAMN	HOH	XKOORD	YKOORD	DATUM	ANTUTF
074	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	635977	150123	5	GAMMAL TRÄBRO	204	639100	146510	20020820	2
074	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	635977	150123	5	ÅVÄGEN	214	639170	146470	20020820	3
074	BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	635977	150123	5	HYGGE NED MOSSEN	231	639220	146460	20020820	3
086	SÅGEBÄCKEN	622563	143423	5	NEDAN BRON	212	633935	145980	20020827	3
086	SÅGEBÄCKEN	622563	143423	5	UPPSTR BRON	213	633935	145975	20020827	3
086	SÅGEBÄCKEN	622563	143423	5	NEDAN KÖLJESJÖ	232	634160	145905	20020827	2
074	BRÄNDEBÄCKEN	637786	146532	4	HYGGET	220	637655	146695	20020821	3
074	BRÄNDEBÄCKEN	637786	146532	4	SANLID	224	637635	146730	20020821	2
074	BRÄNDEBÄCKEN	637786	146532	4	BRÄNDEKVARN	245	637540	146840	20020820	3
074	SÄLLEVADSÅN	636512	148894	4	KARLSTORP	186	637650	148255	20020822	3
074	SÄLLEVADSÅN	636512	148894	4	KARLSTORP	187	637660	148260	20020822	3
074	SÄLLEVADSÅN	636512	148894	4	GAMLA VÄGBRON	214	637995	147905	20020822	3
074	LILLÅN	636524	148125	3	BETESHAGEN	125	636645	147815	20020823	3
074	LILLÅN	636524	148125	3	VÄGTRUMMEBRON	131	636700	147675	20020823	3
074	LILLÅN	636524	148125	3	GAMLA STENBRON	137	636770	147525	20020823	3
074	SPELHESTERBÄCKEN	638873	145133	3	UPPSTR VÄGBRON	232	640090	145340	20020826	2
074	SPELHESTERBÄCKEN	638873	145133	3	UPPSTR KRAFTLEDNING	233	640102	145353	20020826	2
074	SPELHESTERBÄCKEN	638873	145133	3	UPPSTRÖMS VÄG 134	245	640070	145405	20020826	3
074	ALSEDABÄCKEN	636689	146716	2	NEDAN DAMM	144	636575	146630	20020822	3
074	ALSEDABÄCKEN	636689	146716	2	LASSABACKE	146	636560	146615	20020821	3
074	ALSEDABÄCKEN	636689	146716	2	MEDERYD	194	636440	146290	20020822	3
074	SKIVERSTADSÅN	638873	145133	2	KVARN DAMMEN	212	639860	145155	20020826	3
074	SKIVERSTADSÅN	638873	145133	2	MÖLLERYDSDAMM	228	639920	145215	20020826	2
074	BODANÄSÅN	638225	143987	1	MÅLEN SV	281	638775	143555	20020823	3
074	BODANÄSÅN	638225	143987	1	ISÅSA NV	286	638940	143440	20020823	3
074	BODANÄSÅN	638225	143987	1	KVARNTORPET	297	638980	143380	20020823	3
074	VETLANDABÄCKEN	636564	145770	1	CYKELBRON	178	636600	145785	20020821	3
074	VETLANDABÄCKEN	636564	145770	1	LOCKABOLET	195	636980	145455	20020821	3
074	VETLANDABÄCKEN	636564	145770	1	NO ARVINGETORP	202	637115	145360	20020821	3

N-KL = Naturlighetsklassificering (SA)

ANTUTF = Antal utfiskningar

HOH = Höjd över havet (m)

Appendix 9

Fysisk beskrivning elfiskade lokaler

VDRAGNAMN	N-KL	LOKALNAMN	HOH	DATUM	LANGD (m)	BREDD (m)	AREA (m)	D-VHAST	MEDDJUP (m)	MAXDJUP (m)	D-SUBST	D-VEGTYP
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	GAMMAL TRÄBRO	204	20020820	42,0	2,1	81	STRÖ	0,12	0,24	GRUS	
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	ÄVÄGEN	214	20020820	45,0	4,1	91	STRÖ	0,10	0,31	BLOCK2	MOSS
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	HYGGE NED MOSSEN	231	20020820	65,0	4,0	183	LUGN	0,07	0,22	BLOCK2	MOSS
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN BRON	212	20020827	44,0	5,9	260	STRÖ	0,10	0,37	STEN2	MOSS
SÅGEBÄCKEN	5	UPPSTR BRON	213	20020827	36,0	6,0	151	STRÖ	0,12	0,29	BLOCK1	PALG
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN KÖLJESJÖ	232	20020827	43,0	2,0	86	LUGN	0,20	0,45	BLOCK1	MOSS
BRÄNDEBÄCKEN	4	HYGGET	220	20020821	52,0	1,4	71	STRÖ	0,12	0,25	FIN	PALG
BRÄNDEBÄCKEN	4	SANGLID	224	20020821	65,0	1,4	93	LUGN	0,12	0,21	FIN	
BRÄNDEBÄCKEN	4	BRÄNDEKVARN	245	20020820	55,0	1,5	84	STRÖ	0,11	0,32	BLOCK2	MOSS
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORP	186	20020822	51,0	2,7	136	STRÖ	0,17	0,25	GRUS	
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORP	187	20020822	50,0	2,9	144	LUGN	0,16	0,45	BLOCK1	MOSS
SÄLLEVADSÅN	4	GAMLA VÄGBRON	214	20020822	50,0	1,2	60	LUGN	0,08	0,16	GRUS	
LILLÅN	3	BETESHAGEN	125	20020823	65,0	5,8	356	STRÖ	0,13	0,29	STEN2	
LILLÅN	3	VÄGTRUMMEBRON	131	20020823	48,0	4,7	227	STRÖ	0,10	0,30	STEN2	PALG
LILLÅN	3	GAMLA STENBRON	137	20020823	51,0	4,0	204	LUGN	0,14	0,41	STEN2	PALG
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR VÄGBRON	232	20020826	40,0	2,8	112	LUGN	0,19	0,44	STEN1	
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR KRAFTLEDNING	233	20020826	40,0	2,6	106		0,13	0,26	STEN1	BLOM
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTRÖMS VÄG 134	245	20020826	40,0	1,8	72	STRÖ	0,08	0,14	GRUS	MOSS
ALSEDABÄCKEN	2	NEDAN DAMM	144	20020822	41,0	1,6	67	STRÖ	0,09	0,32	STEN1	MOSS
ALSEDABÄCKEN	2	LASSABACKE	146	20020821	51,0	2,4	92	STRÖ	0,06	0,24	BLOCK1	MOSS
ALSEDABÄCKEN	2	MEDERYD	194	20020822	35,0	1,5	53	LUGN	0,06	0,16	STEN2	MOSS
SKIVERSTADSÅN	2	KVARNDAMMEN	212	20020826	38,0	2,5	96	STRÖ	0,13	0,37	STEN2	PALG
SKIVERSTADSÅN	2	MÖLLERYDS DAMM	228	20020826	35,0	2,3	79	STRÖ	0,13	0,34	BLOCK1	MOSS
BODANÄSÅN	1	MÅLEN SV	281	20020823	55,0	2,6	143	STRÖ	0,16	0,26	GRUS	PALG
BODANÄSÅN	1	ISÅSA NV	286	20020823	43,5	2,9	127	STRÖ	0,09	0,33	GRUS	MOSS
BODANÄSÅN	1	KVARNTORPET	297	20020823	57,0	3,1	179	STRÖ	0,07	0,12	GRUS	
VETLANDABÄCKEN	1	CYKELBRON	178	20020821	48,0	2,4	103	STRÖ	0,08	0,18	STEN1	MOSS
VETLANDABÄCKEN	1	LOCKABOLET	195	20020821	45,0	2,9	128	LUGN	0,11	0,23	GRUS	MOSS
VETLANDABÄCKEN	1	NO ARVINGETORP	202	20020821	50,0	1,8	92	STRÖ	0,05	0,08	GRUS	MOSS

N-KL = Naturlighetsklassificering (SA)

HOH = Höjd över havet (m)

Appendix 10

Beräknade tätheter av fisk och signalkräfta

VDRAGNAMN	N-KL	LOKALNAMN	HOH	DATUM	NART	SIGNKR	D-ART	Beräknad täthet (antal ind./100 m ²)										
								ÖRING0+	>ÖRING	ÖRINGT	ELRITS	LAKE	BÄCKN	GÄDDA	MÖRT	ABBOR	FISKTO	
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	GAMMAL TRÄBRO	204	20020820	1	0,00	Öring	0,00	6,20	6,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,20
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	ÅVÄGEN	214	20020820	2	4,40	Öring	0,00	16,50	16,5	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	17,60
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	HYGGE NED MOSSEN	231	20020820	1	1,30	Öring	6,70	12,70	19,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,40
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN BRON	212	20020827	1	1,00	Öring	0,80	3,50	4,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,30
SÅGEBÄCKEN	5	UPPSTR BRON	213	20020827	1	0,80	Öring	6,30	12,10	18,4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,40
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN KÖLJESJÖ	232	20020827	3	0,00	Gädda	0,00	0,00	0,0	0,00	1,20	0,00	4,70	0,00	2,30	0,00	8,20
BRÄNDEBÄCKEN	4	HYGGET	220	20020821	2		Elritsa	0,00	0,00	0,0	5,50	0,00	0,00	5,30	0,00	0,00	0,00	10,80
BRÄNDEBÄCKEN	4	SANDLID	224	20020821	0			0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BRÄNDEBÄCKEN	4	BRÄNDEKVARN	245	20020820	1		Gädda	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	1,20
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORP	186	20020822	3		Lake	0,00	0,00	0,0	0,00	8,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,20
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORPS KÄLLA	187	20020822	2		Lake	0,00	3,50	3,5	0,00	5,80	0,00	0,00	1,40	1,50	0,00	12,20
SÄLLEVADSÅN	4	GAMLA VÄGBRON	214	20020822	2		Öring	36,90	45,00	81,9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	81,90
LILLÅN	3	BETESHAGEN	125	20020823	3	0,30	Elritsa	9,60	1,80	11,4	27,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,80
LILLÅN	3	VÄGTRUMMEBRON	131	20020823	3	0,00	Öring	31,50	9,50	41,0	18,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	59,60
LILLÅN	3	GAMLA STENBRON	137	20020823	2	0,00	Öring	17,70	22,00	39,7	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,20
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR VÄGBRON	232	20020826	3		Öring	0,00	0,90	0,9	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	2,70
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR KRAFTLEDN	233	20020826	1		Abborre	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,90
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTRÖMS VÄG 134	245	20020826	1		Öring	4,30	21,00	25,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,30
ALSEDABÄCKEN	2	NEDAN DAMM	144	20020822	3	3,00	Elritsa	0,00	0,00	0,0	28,60	6,00	0,00	3,20	0,00	0,00	0,00	37,80
ALSEDABÄCKEN	2	LASSABACKE	146	20020821	2	1,10	Elritsa	2,20	17,80	20,0	21,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	41,10
ALSEDABÄCKEN	2	MEDERYD	194	20020822	1	0,00	Elritsa	0,00	0,00	0,0	94,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	94,40
SKIVERSTADSÅN	2	KVARNDAMMEN	212	20020826	3	6,30	Abborre	0,00	3,10	3,1	0,00	3,70	0,00	0,00	0,00	0,00	6,10	12,90
SKIVERSTADSÅN	2	MÖLLERYDSDAMM	228	20020826	1	2,50	Lake	0,00	0,00	0,0	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30
BODANÅSÅN	1	MÄLEN SV	281	20020823	3	0,90	Öring	14,00	10,30	24,3	0,00	0,70	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	26,40
BODANÅSÅN	1	ISÅSA NV	286	20020823	3	3,20	Öring	0,00	4,70	4,7	0,00	3,40	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	8,90
BODANÅSÅN	1	KVARTORPET	297	20020823	2	1,10	Gädda	0,00	0,00	0,0	0,00	0,70	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	3,10
VETLANDABÄCKEN	1	CYKELBRON	178	20020821	2	0,00	Elritsa	0,00	3,70	3,7	270,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	274,20
VETLANDABÄCKEN	1	LOCKABOLET	195	20020821	2	1,70	Abborre	1,80	3,00	4,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,90	11,70
VETLANDABÄCKEN	1	NO ARVINGETORP	202	20020821	0	11,90		0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

■ Ingen fisk fångad

Appendix 11

Max- och minlängder hos fångad öring och elritsa

VDRAGNAMN	N-KL	LOKALNAMN	HOH	DATUM	LAXFISK VÄRDE	Max- och minlängder hos fångad fisk (mm)			
						ÖRINGMAX	ÖRINMAX0+	ÖRINGMIN	ELRITMIN
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	GAMMAL TRÄBRO	204	20020820	1	174,00		114,00	
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	ÅVÄGEN	214	20020820	2	197,00		90,00	
BÄCK FR LILLAHEMSGÖL	5	HYGGE NED MOSSEN	231	20020820	2	217,00	70,00	54,00	
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN BRON	212	20020827	2	185,00	65,00	56,00	
SÅGEBÄCKEN	5	UPPSTR BRON	213	20020827	2	203,00	77,00	66,00	
SÅGEBÄCKEN	5	NEDAN KÖLJESJÖ	232	20020827	1				
BRÄNDEBÄCKEN	4	HYGGET	220	20020821	0				61,00
BRÄNDEBÄCKEN	4	SANLID	224	20020821	0				
BRÄNDEBÄCKEN	4	BRÄNDEKVARN	245	20020820	2				
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORP	186	20020822	1				
SÄLLEVADSÅN	4	KARLSTORPS KÄLLA	187	20020822	1	207,00		131,00	
SÄLLEVADSÅN	4	GAMLA VÅGBRON	214	20020822	2	157,00	66,00	45,00	
LILLÅN	3	BETESHAGEN	125	20020823	1	205,00	75,00	56,00	36,00
LILLÅN	3	VÅGTRUMMEBRON	131	20020823	2	152,00	78,00	50,00	38,00
LILLÅN	3	GAMLA STENBRON	137	20020823	2	230,00	74,00	51,00	49,00
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR VÅGBRON	232	20020826	1	198,00		198,00	
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTR KRAFTLEDNING	233	20020826	1				
SPELHESTERBÄCKEN	3	UPPSTRÖMS VÅG 134	245	20020826		202,00	64,00	51,00	
ALSEDABÄCKEN	2	NEDAN DAMM	144	20020822	2				33,00
ALSEDABÄCKEN	2	LASSABACKE	146	20020821	2	175,00	73,00	63,00	35,00
ALSEDABÄCKEN	2	MEDERYD	194	20020822	2				57,00
SKIVERSTADSÅN	2	KVARN DAMMEN	212	20020826	2	103,00		92,00	
SKIVERSTADSÅN	2	MÖLLERYDSDAMM	228	20020826	2				
BODANÅSÅN	1	MÄLEN SV	281	20020823	2	191,00	73,00	59,00	
BODANÅSÅN	1	ISÅSA NV	286	20020823	2	217,00		70,00	
BODANÅSÅN	1	KVARNTORPET	297	20020823	1				
VETLANDABÄCKEN	1	CYKELBRON	178	20020821	2	180,00	71,00	71,00	29,00
VETLANDABÄCKEN	1	LOCKABOLET	195	20020821	1	199,00	70,00	66,00	
VETLANDABÄCKEN	1	NO ARVINGETORP	202	20020821	2				

N-KL = Naturlighetsklassificering (SA)
= årsungar

HOH = Höjd över havet (m)

Appendix 12

Bedömning av miljö kvalitet med fisk som bedömningsgrund

N-VDR	VATTENDRAGSNAMN	N-LOK	LOKALNAMN	XKOORD	YKOORD	HOH	ARTKL	INDKL	VIKTKL	LAXFKL	REPRKL	SURKL	FARTKL	MEDEL	SAMBED	VDRMED	VDRKL
5	BÄCK FR LILLAHEMSGÖI	4	GAMMAL TRÄBRO	639 100	146 510	204	3	1	2	1	5	4	1	2,43	1		
5	BÄCK FR LILLAHEMSGÖI	4	ÅVÅGEN	639 170	146 470	214	1	1	1	1	5	2	1	1,71	1		
5	BÄCK FR LILLAHEMSGÖI	4	HYGGE NED MOSSEN	639 220	146 460	231	3	1	1	1	1	2	1	1,43	1	1,86	1
5	SÅGEBÄCKEN	3	NEDAN BRON	633 935	145 980	212	4	1	4	1	1	2	1	2,00	1		
5	SÅGEBÄCKEN	3	UPPSTR BRON	633 935	145 975	213	4	1	1	1	1	2	1	1,57	1		
5	SÅGEBÄCKEN	4	NEDAN KÖLJESJÖ	634 160	145 905	232	1	1	1	5	5	3	1	2,43	1	2,00	1
4	BRÄNDEBÄCKEN	5	HYGGET	637 655	146 695	220	1	1	3	5		2	1	2,17	1		
4	BRÄNDEBÄCKEN	2	SANLID	637 635	146 730	224	5	5	5	5		5	1	4,33	3		
4	BRÄNDEBÄCKEN	3	BRÄNDEKVARN	637 540	146 840	245	4	2	5	5		4	1	3,50	3	3,33	3
4	SÄLLEVADSÅN	2	KARLSTORPS KÅLLA	637 650	148 255	186	2	1	1	5	5	3	1	2,57	1		
4	SÄLLEVADSÅN	2	KARLSTORP	637 660	148 260	187	1	1	1	1	5	2	1	1,71	1		
4	SÄLLEVADSÅN	1	GAMLA VÅGBRON	637 995	147 905	214	2	1	1	1	1	3	1	1,43	1	1,90	1
3	LILLÅN	4	BETESHAGEN	636 645	147 815	125	1	1	3	3	1	1	1	1,57	1		
3	LILLÅN	4	VÅGTRUMMEBRON	636 700	147 675	131	1	1	2	1	1	1	1	1,14	1		
3	LILLÅN	4	GAMLA STENBRON	636 770	147 525	137	1	1	1	1	1	2	1	1,14	1	1,29	1
3	SPELHESTERBÄCKEN	2	UPPSTR VÅGBRON	640 090	145 340	232	1	1	3	1	5	3	1	2,14	1		
3	SPELHESTERBÄCKEN	4	UPPSTR KRAFTLEDN	640 102	145 353	233	4	3	5	5	5	4	1	3,86	3		
3	SPELHESTERBÄCKEN	4	UPPSTRÖMS VÅG 134	640 070	145 405	245	3	1	1	1	1	3	1	1,57	1	2,52	1
2	ALSEDABÄCKEN	1	NEDAN DAMM	636 575	146 630	144	1	1	1	5	5	1	1	2,14	1		
2	ALSEDABÄCKEN	4	LASSABACKE	636 560	146 615	146	1	1	1	2	1	1	1	1,14	1		
2	ALSEDABÄCKEN	5	MEDERYD	636 440	146 290	194	4	1	2	5	5	2	1	2,86	2	2,05	1
2	SKIVERSTADSÅN	1	KVARNDAMMEN	639 860	145 155	212	1	1	4	3	5	2	1	2,43	1		
2	SKIVERSTADSÅN	5	MÖLLERYDSDAMM	639 920	145 215	228	3	2	5	5	5	2	1	3,29	2	2,85	2
1	BODANÅSÅN	2	MÅLEN SV	638 775	143 555	281	1	1	1	1	1	2	1	1,14	1		
1	BODANÅSÅN	2	ISÅSA NV	638 940	143 440	286	1	1	1	2	1	2	1	1,29	1		
1	BODANÅSÅN	2	KVARNTORPET	638 980	143 380	297	2	1	4	5	5	2	1	2,86	2	1,76	1
1	VETLANDABÄCKEN	4	CYKELBRON	636 600	145 785	178	1	1	1	5	1	1	1	1,57	1		
1	VETLANDABÄCKEN	1	LOCKABOLET	636 980	145 455	195	2	1	3	1	1	2	1	1,57	1		
1	VETLANDABÄCKEN	4	NV ARVINGE TORP	637 115	145 360	202	5	5	5	5	5	2	1	4,00	3	2,38	1

Förklaringar till förkortningar vid avvikelseklassificeringen

ARTKL= Antal arter, INDKL= Antal individer, VIKTKL= Biomassa, LAXFKL= Andel laxfiskar, REPRKL= Reproduktion hos laxfiskar, SURKL= Försurningskänsliga arter och stadier
 FART= Främmande arter, MEDEL= Medelvärde för bedömda indikatorer, SAMBED= Sammanvägd bedömning av avvikelserna, VDRMED= Vattendragsmedel för bedömda indikatorer
 VDRKL= Avvikelseklass för vattendraget