



Effekter av lakvatten från avfallsdeponier – hur återspeglas miljöpåverkan på fiskens olika organisationsnivåer?



Examensarbete 20 p

av

Lena Åkerblom

Institutionen för miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala

I samarbete med:
Fiskeriverket
Sötvattenslaboratoriet
178 93 Drottningholm

Handledare: Magnus Appelberg vid Fiskeriverket och Inst. för miljöanalys, SLU

Effekter av lakvatten från avfallsdeponier –
hur återspeglas miljöpåverkan på fiskens
olika organisationsnivåer?

© Institutionen för miljöanalys, SLU

ISSN 1403-977X

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	5
1. INLEDNING.....	6
1.1. FISK SOM MILJÖINDIKATOR	6
1.2. MILJÖPÅVERKAN PÅ OLIKA ORGANISATIONSNIVÅ HOS ORGANISMER	6
1.3. LAKVATTENPROBLEMATIK.....	7
1.4. MÅLSÄTTNING	8
2. MATERIAL OCH METODER	9
2.1. BESKRIVNING AV LOKALER.....	9
2.1.1. Molnbyggen	9
2.1.2. Nedre Vättern	12
2.1.3. Ulvsjön.....	13
2.1.4. Dagarn.....	14
2.1.5. Sjöar inom Naturvårdsverkets deponiprogram	14
2.1.6. Referenssjöar inom Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram	16
2.2. FISK OCH PROVFIKSE	17
2.2.1. Provfiske.....	17
2.2.2. Fiskarter	17
2.3. STUDIER PÅ ORGANNIVÅ	18
2.3.1. Levervikt	18
2.4. STUDIER PÅ INDIVIDNIVÅ	18
2.4.1. Fluktuerande asymmetri	18
2.4.2. Skador.....	21
2.4.3. Kondition	22
2.4.4. Tillväxt.....	22
2.5. STUDIER PÅ POPULATIONSNIVÅ.....	22
2.5.1. Åldersfördelning.....	22
2.5.2. Längdfördelning.....	22
2.6. STUDIER PÅ SAMHÄLLSNIVÅ	23
2.6.1. Antal arter	23
2.6.2. Artdiversitet	23
2.6.3. Biomassa.....	24
2.6.4. Antal individer	24
2.6.5. Andel fiskätande fisk.....	24
2.6.6. Andel karpfisk.....	24
2.6.7. Indikation på syrebrist.....	24
2.7. STATISTISKA METODER	25
3. RESULTAT	26
3.1. ORGANNIVÅ	26
3.1.1. Levervikt	26
3.2. INDIVIDNIVÅ	26
3.2.1. Fluktuerande asymmetri	26
3.2.2. Skador.....	28
3.2.3. Kondition	29
3.2.4. Tillväxt.....	30
3.3. POPULATIONSNIVÅ.....	31
3.3.1. Åldersfördelning.....	31
3.3.2. Längdfördelning	33
3.4. SAMHÄLLSNIVÅ	35
3.4.1. Antal arter	37
3.4.2. Artdiversitet	37
3.4.3. Biomassa.....	38
3.4.4. Antal individer	38

3.4.5. Andel fiskätande fisk.....	39
3.4.6. Andel karpfisk.....	39
3.4.7. Indikation på syrebrist.....	40
4. DISKUSSION.....	40
4.1. ORGANNIVÅ.....	40
4.2. INDIVIDNIVÅ.....	41
4.3. POPULATIONSNIVÅ.....	43
4.4. SAMHÄLLSNIVÅ.....	44
5. SLUTSATSER.....	45
6. ERKÄNNANDEN.....	46
7. REFERENSER.....	47
SKRIFTLIGA KÄLLOR.....	47
MUNTliga KÄLLOR.....	51

SAMMANFATTNING

Lakvatten från avfallsdeponier utgör en diffus och kronisk miljöpåverkan i sjöar som är recipienter för lakvatten. Främmande ämnen i lakvattnet kan ge upphov till direkta och indirekta effekter på organismer. Den primära effekten uppkommer på molekylär- eller cellulär nivå vanligtvis i samband med exponeringen och kan resultera i sekundära effekter på högre biologiska organisationsnivåer (organ-, individ-, populations-, samhälls- och ekosystemnivå) om störningen är stor eller pågår under lång tid. Effekter på olika organisationsnivåer uppkommer i olika hastighet och därmed i olika tidsskalor varför indikationer på påverkan inte alltid syns samtidigt på de olika organisationsnivåerna. All form av påverkan kommer inte heller till uttryck på alla organisationsnivåer. Biologiska indikatorer på olika organisationsnivåer är därför värdefulla i samband med studier av miljöpåverkan.

Lakvatten från en närbelägen avfallsdeponi diskuteras som orsak till skador på fisk som påträffats i sjön Molnbyggen utanför Leksand. Sår och tendenser till hormonell störning har setts hos fisken samtidigt som påverkan på populations- och samhällsnivå inte kunnat noteras. Naturvårdsverket driver ett undersökningsprojekt för att försöka klargöra orsakerna till skadorna i Molnbyggen och utreda om problemet gäller generellt för sjöar som utgör recipienter för lakvatten. Med anledning av detta syftar denna studie till att undersöka om det förekommer effekter på flera organisationsnivåer hos fisken (organ-, individ- populations- och samhällsnivå) i såväl Molnbyggen som andra lakvattenrecipienter, och om det i så fall finns något samband mellan dessa effekter.

Undersökningen har genomförts i samband med Fiskeriverkets provfiske sommaren 2000 i åtta sjöar inom Naturvårdsverkets deponiprogram och i sju referenssjöar vilka ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Referenssjöarna har använts för att få ett mått på naturliga variationer. Studerade parametrar är levervikt på organnivå, samt fluktuerande asymmetri, skadefrekvens, kondition och tillväxt på individnivå. Populationsnivån omfattar ålders- och längdfördelningar, medan samhällsnivån inkluderar art- och individantal, artdiversitet, biomassa, andel fiskätande fisk, andel karpfisk samt syrebristindikatorer.

Det föreligger inga tydliga samband mellan olika effekter på olika organisationsnivåer. Två av karaktärerna (fluktuerande asymmetri och skadefrekvens) visar större avvikelse i lakvattenrecipienterna än i referenssjöarna, men för båda parametrarna är kunskapen om naturliga variationer för liten för att kunna dra slutsatser om eventuell föroreningsexponering. Två karaktärer (levervikt och kondition) varierar mellan olika sjöar men utan något mönster utifrån eventuell miljöpåverkan. Parametrarna tillväxt, ålders- och längdfördelningar visar ingen avvikelse i lakvattenrecipienterna jämfört med referenssjöarna. I en av lakvattenrecipienterna (Furen) syns påverkan på samhällsnivå som liknar effekter vid näringsrika förhållanden. Det beror sannolikt på en kombination av källor till näringstillförsel snarare än endast hög näringshalt i lakvattnet från den närbelägna avfallsdeponin.

Om en miljöpåverkan i form av lakvatten från avfallsdeponier äger rum i de studerade sjöarna är den inte så stark att det ger genomslag till hög biologisk organisationsnivå. Trots osäkerheter utgör dock observerade effekter på lägre organisationsnivåer viktiga varningssignaler om att effekter även kan uppkomma i större skala. Ytterligare studier behövs för säkrare slutsatser om sambanden mellan lakvattenpåverkan och de effekter som setts i olika parametrar.

1. INLEDNING

1.1. Fisk som miljöindikator

Vatten utgör det medium som slutligen nås av de flesta föroreningar, oavsett utsläppskälla. Akvatiska indikatorer på miljöförändringar är därför viktiga. Kemiska indikatorer ger en ögonblicksbild av tillståndet i vattenmiljön, medan biologiska indikatorer integrerar förändringar över tiden (Appelberg *et al.* 1999). Fisk lämpar sig som indikatororganism ur många aspekter. Kunskapen om fisk och dess förekomst är ofta god, vilket gör det möjligt att utifrån förändringar i fisksamhället identifiera eventuell miljöpåverkan (Appelberg *et al.* 1999). Fisksamhället ger en helhetsbild av ekosystemstrukturen genom att fisk finns på flera nivåer i födoväven och de flesta födoval finns representerade bland olika fiskarter och utvecklingsstadier. Förändringar i fisksamhället kan därför ge en bild av påverkan på hela ekosystemet (Attrill & Depledge 1997; Appelberg *et al.* 1999). Fiskar finns i de flesta vatten och lever i regel hela sitt liv i samma vatten, varvid vattnets kvalitet både på kort och lång sikt återspeglas i fisken (Simon 1999). Fiskar är också rörligare än de flesta mindre organismer och påverkas därför inte i så stor utsträckning vid små störningar i sjön eller vattendraget. Istället är fisk en bra indikator för att bedöma skillnader mellan olika delar av en större sjö eller ett vattensystem (Attrill & Depledge 1997; Simon 1999). Fisksamhällen är dessutom ofta tåliga och har förmåga att återhämta sig om vattenkvaliteten förbättras efter en miljöstörning (Simon 1999).

1.2. Miljöpåverkan på olika organisationsnivå hos organismer

Miljöstörande ämnen som påverkar naturliga ekosystem ger effekter på organismer. Detta kan ske både i form av direkt och indirekt påverkan. Primärt interagerar ämnet med molekyler på låg organisatorisk nivå i organismen (molekylär eller cellulär nivå), vilket kan leda till förändringar i bl.a. enzymaktivitet och metabolism. Dessa primära effekter kan resultera i sekundära effekter i vävnader och organ, vilka kan fortplantas vidare till högre organisatorisk nivå så som individ-, populations- och samhällsnivå om störningen fortsätter under lång tid. (Naturvårdsverket 1998)

Vid exponering för främmande ämnen stressas en organism. Initialt kan den kompensera för en ökad stress genom t.ex. detoxifieringsprocesser på cellnivå. Dessa är dock energikrävande så även om ingen direkt skada uppkommer finns mindre mängd energi tillgänglig för tillväxt och reproduktion (Sibly 1994). Detta kommer till uttryck på individ-, populations- och samhällsnivå (Adams *et al.* 1993). Om föroreningsexponeringen fortsätter under lång tid eller om halten är hög kan den resultera i direkt skada av t.ex. ett organ. Skadan kan fortgå så långt att den blir irreversibel och leder till döden (Sibly 1994). Minskad överlevnad för en organism återspeglas på populations- och samhällsnivå (Adams *et al.* 1993).

Det kan anses mer ekologiskt relevant att studera miljöpåverkan på hög biologisk organisationsnivå (populations- och samhällsnivå) jämfört med lägre organisationsnivåer, då det finns en direkt koppling mellan populations- och samhällsnivåerna och hela ekosystemets funktion (Attrill & Depledge 1997). Svårigheten med att studera effekter på populations- och samhällsnivå är dock att dessa organisationsnivåer inte är så känsliga vilket förutsätter endera

att störningen är stor eller att den pågår under lång tid för att effekter ska uppkomma i stor skala (Hawkins *et al.* 1994). I regel krävs en tidsskala på generationer för att en miljöpåverkan ska komma till uttryck på populations- och samhällsnivå, eftersom föroreningspåverkan bara är en av flera faktorer som påverkar populations- och samhällsstrukturen (Sibly 1994). Andra faktorer kan vara abiotiska (t.ex. temperatur och salthalt) eller biotiska (t.ex. födotillgång, predation och konkurrens). Det kan därmed vara mycket svårt att särskilja enskilda faktorer påverkan (Sibly 1994). Kunskap om rumsliga och tidsmässiga variationer är viktigt för att kunna skilja föroreningseffekter från variation i naturliga variabler (Attrill & Depledge 1997).

Orsaker till effekter på högre organisationsnivåer kan ibland klargöras genom att undersöka indikatorer på lägre organisationsnivåer (Attrill & Depledge 1997). Sambanden är oftast tydligare mellan en stressfaktor och uppkomsten av effekter på lägre organisationsnivåer (cell-, organ- eller individnivå) jämfört med effekter på högre organisationsnivåer (Attrill & Depledge 1997). Detta på grund av att effekterna på låga organisationsnivåer vanligtvis uppkommer snabbare, d.v.s. relativt kort tid efter störningen (Adams *et al.* 1993). Biologiska indikatorer på de lägre nivåerna utgör därför viktiga varningssignaler om att effekter även kan uppträda på populations-, samhälls- eller ekosystemnivå (Hawkins *et al.* 1994).

Effekter på olika organisationsnivåer kommer till uttryck i olika hastighet och därmed också i olika tidsskalor (Depledge 1999). Den primära effekten av en förorening (d.v.s. den biokemiska responsen) uppkommer oftast direkt och kan förstärkas om exponeringen fortsätter, alternativt avklinga om exponeringen upphör. Även om exponeringen upphör kan fysiologiska processer ha hunnit påverkas, vilket resulterar i att effekter kan uppstå på högre organisationsnivåer trots att biokemiska processer inte indikerar detta (Depledge 1999). Indikatorer på en organisationsnivå behöver alltså inte visa vilka processer som pågår på en annan organisationsnivå, i synnerhet inte i fråga om en stor störning eller en störning som pågått under lång tid (O'Neill 1999). All form av miljöpåverkan kommer inte heller till uttryck på alla organisationsnivåer, även om störningen är stor. En förhöjd näringsbelastning resulterar exempelvis främst i förändrad artsammansättning och dominans i fiskesamhället till fördel för karpfisk (Leach *et al.* 1977; Persson *et al.* 1991), vilket syns på populations- och samhällsnivå men inte på de lägre organisationsnivåerna (Appelberg *et al.* 1999). Detta tydliggör värdet av att undersöka biologiska indikatorer på flera organisationsnivåer, särskilt inom miljöövervakningen (Depledge 1999).

1.3. Lakvattenproblematik

Lakvatten från avfallsdeponier utgör en diffus och kronisk miljöpåverkan i recipienter som är svår att noga kontrollera. Detta gör det ofta problematiskt att koppla ihop lakvattnets föroreningsgrad med observerade effekter på organismer i recipienter.

Ett omdiskuterat fall av lakvattenproblematik är lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksands kommun som misstänks läcka till sjön Molnbyggen (Naturvårdsverket 1999b). I Molnbyggen har skador i form av bl.a. yttre sår och indikationer på hormonella störningar påvisats på fisk (Noaksson *et al.* 1997; Linderoth *et al.* 2000). Dessa skador har kopplats samman med föroreningar i lakvattnet från avfallsupplaget. Öman (1999) har karakteriserat lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag och kunde konstatera att lakvattnet innehöll ett flertal miljöfarliga ämnen, dock inte i några anmärkningsvärt höga halter.

För att undersöka om observerade effekter på fisk i Molnbyggen är generellt gällande för lakvattenrecipienter har undersökningar utförts i andra sjöar som ligger nedströms avfallsdeponier. Hormonella störningar m.m. undersöktes av Linderoth *et al.* (2000), medan Appelberg *et al.* (2000) bedömde hela fisksamhällets status. Inga generella slutsatser om lakvattenpåverkan kunde dock dras utifrån dessa studier.

1.4. Målsättning

Detta arbete syftar till att undersöka hur en kronisk miljöstörning i form av lakvatten från avfallsdeponier återspeglas inom olika organisationsnivåer hos fisk. Frågeställningen är relevant ur perspektivet att de indikationer på hormonella störningar hos fisk i sjön Molnbyggen, som Noaksson *et al.* (1997) och Linderoth *et al.* (2000) funnit, inte kunde detekteras på populations- och samhällsnivå (Appelberg *et al.* 2000). I detta arbete har därför biologiska indikatorer på flera organisationsnivåer (organ-, individ-, populations- och samhällsnivå) studerats på fisk från samma provtagningstillfälle för att se om det förekommer effekter på flera organisationsnivåer och om det i så fall finns något samband mellan dessa effekter.

Undersökningen har genomförts dels i sjöar som utgör recipienter till avfallsdeponier, dels i opåverkade referenssjöar. Upprepade undersökningar under en längre tidsperiod kunde ha varit att föredra, men då denna möjlighet ej gavs har arbetet istället inriktats på att ge en så bred ögonblicksbild av lakvattenproblematiken som möjligt. Det stora antalet referenssjöar användes för att tydliggöra naturliga variationer i de studerade karaktärerna.

Arbetet baserades på nollhypotesen att ingen avvikelse från naturlig variation förväntades i de lakvattenpåverkade sjöarna för några av de studerade karaktärerna på de olika organisationsnivåerna. De parametrar som studerats är levervikt på organnivå, samt fluktuerande asymmetri, skadefrekvens, kondition och tillväxt på individnivå. Populationsnivån omfattar ålders- och längdfördelningar, medan samhällsnivån inkluderar flertalet samhällsbeskrivande karaktärer såsom art- och individantal, artdiversitet, biomassa, andel fiskätande fisk, andel karpfisk samt syrebristindikatorer.

2. MATERIAL OCH METODER

2.1. Beskrivning av lokaler

I fyra sjöar genomfördes fördjupade studier på fiskens alla organisationsnivåer. Två av sjöarna ingår i Naturvårdsverkets deponiprogram (vilket syftar till att undersöka påverkan i sjöar p.g.a. läckage av lakvatten från avfallsupplag); Molnbyggen i Dalarnas län och Nedre Vättern i Västmanlands län. Till dessa valdes varsin referenssjö från Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram (vars syfte är att långsiktigt övervaka sjöar för att möjliggöra upptäckt av tillståndsförändringar i miljön). Ulvsjön i Värmlands län användes som referens till Molnbyggen, medan Dagarn i Västmanlands län utgjorde referens till Nedre Vättern. Valet av referenssjöar gjordes utifrån sjö- och fisksamhällskaraktärer, enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Appelberg *et al.* 1999; Naturvårdsverket 1999a). Detta för att lakvattenrecipienterna och referenssjöarna skulle representera liknande fisksamhällen. Dessa två par av sjöar jämfördes direkt med varandra för parametrarna på organ- och individnivå med undantag för tillväxtparametern.

För tillväxtparametern på individnivå och för parametrarna på populationsnivå jämfördes lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern med sju referenssjöar valda ur Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram (vilket inkluderar Ulvsjön och Dagarn). Detta för att få ett mått på naturlig variation i dessa parametrar.

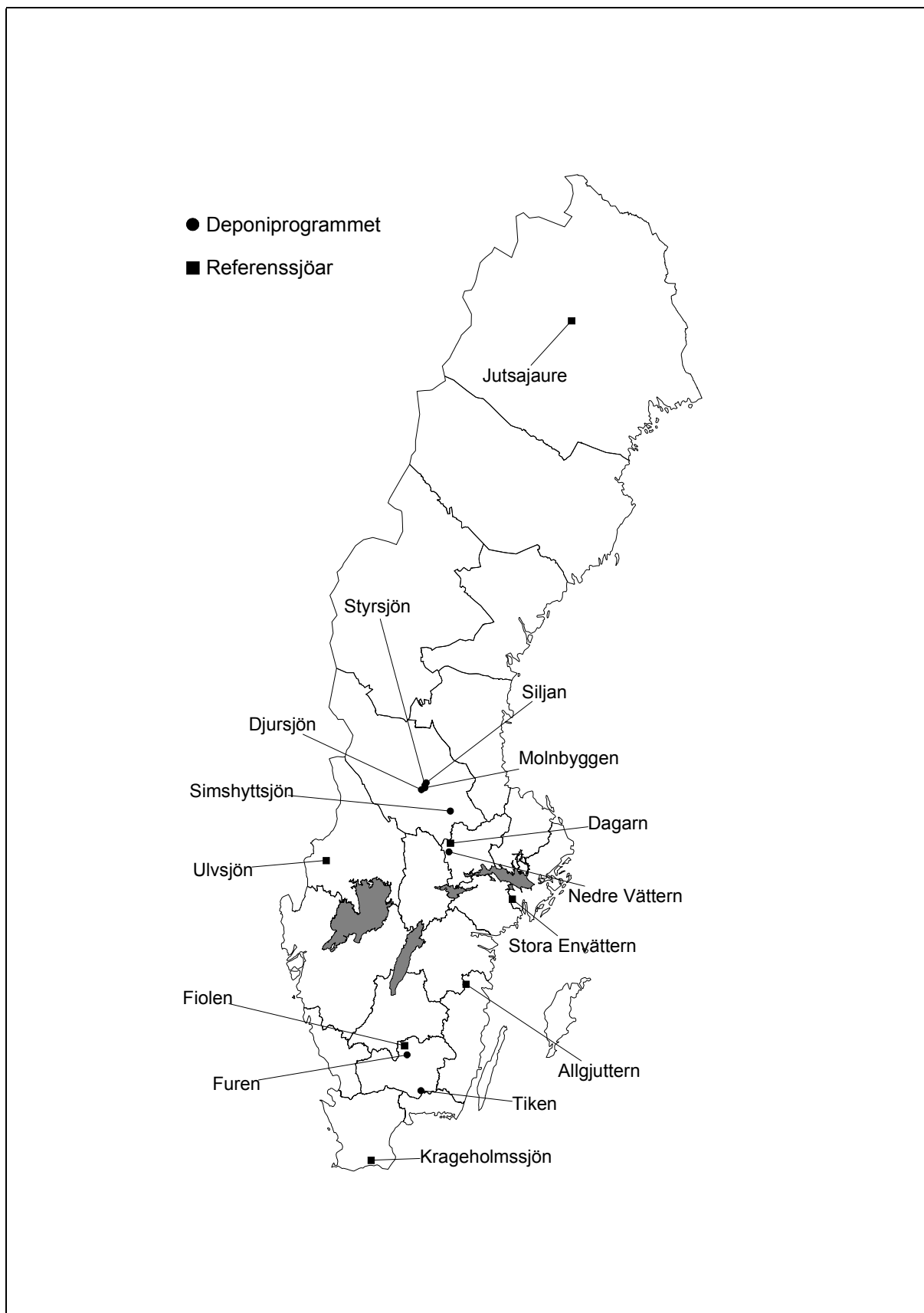
Parametrarna på samhällsnivå undersöktes i åtta sjöar inom Naturvårdsverkets deponiprogram (vilket inkluderar Molnbyggen och Nedre Vättern). Dessa jämfördes med ett medelvärde för de sju referenssjöarna från Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram. Djursjön och Styrnsjön ingår som referenssjöar till Molnbyggen och Siljan i deponiprogrammet. I denna studie jämfördes dock även Djursjön och Styrnsjön med övriga referenssjöar ur den nationella miljöövervakningen p.g.a. prioriteringen att referenssjöarna i denna studie skulle vara kända som lokalt opåverkade sedan längre tid.

2.1.1. Molnbyggen

Markanvändning och naturtyp: Sjön Molnbyggen är belägen ca 6,5 km sydsydväst om Leksand i Dalarnas län (tabell 1 samt figur 1), och omges i huvudsak av barrskog samt i liten skala även jordbruk i västra delen av sjön. Ett 80-tal fritidshus och ett tiotal permanentbostäder ligger runt sjön, vilka är utrustade med trekammarbrunnar eller uppsamlingstankar för avloppsprodukter (Appelberg *et al.* 2000). Sten och sand samt emellanåt berghällar finns runt sjöns stränder, som även kantas av en 10-20 meter bred bård av gles säv och/eller bladvass.

Vattenmiljö: Molnbyggen är en typisk svensk skogssjö som är relativt näringsfattig och har klart vatten (siktdjup 4 m, se tabell 1). Marken runt Siljan är kalkrik vilket ger Molnbyggen god buffertkapacitet med ett pH-värde omkring 7. De fiskarter som påträffats i sjön är abborre, benlöja, gädda, gärs, mört och siklöja. Bottenvegetation som noterats är nateväxter, slingeväxter och gul näckros.

Föroreningskällor: Lindbodarnas avfallsupplag är belägen ca 3,5 km väster om sjön Molnbyggen, i närheten av Våtån som rinner ut i Molnbyggen. Avfallsupplaget har varit i



Figur 1. Karta över de undersökta sjöarnas geografiska läge i Sverige. Sjöarna inom Naturvårdsverkets deponiprogram undersöks med syfte att utreda eventuell påverkan av lakvatten från avfallsdeponier. Referenssjöarna är valda ur Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram för att vara lokalt opåverkade jämförelsesjöar till sjöarna inom deponiprogrammet.

Tabell 1. Sjöuppgifter för samtliga sjöar. Tabellens första del beskriver de fyra sjöar där fördjupade studier på fiskens alla organisationsnivåer genomförts, den andra delen beskriver övriga sjöar inom deponiprogrammet medan den tredje delen beskriver övriga referenssjöar ur miljöövervakningsprogrammet. Förkortningar: Deponi (recipient) = lakvattenrecipient inom deponiprogrammet; Deponi (referens) = referenssjö inom deponiprogrammet; Miljööv. (referens) = referenssjö inom den nationella miljöövervakningen.

Sjö	Program	X-koord.	Y-koord.	Län	Kommun	Vattensystem (SMHI)	H.ö.h. (m)	Sjöyta (ha)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	Siktdjup (m)	pH	Antal fiskarter
Molnbyggen	Deponi (recipient)	672727	145399	Dalarna (20)	Leksand	Dalälven (53)	184	275	21	7,6	4,0	ca 7	6
Nedre Vättern	Deponi (recipient)	662857	149111	Västmanland (19)	Skinnskatteberg	Norrström (61)	90	517	17	5,6	2,2	6,5-7	10
Ulvsjön	Miljööv. (referens)	661521	130182	Värmland (17)	Arvika/Eda	Göta älv (108)	211	51	31	10,0	3,2	ca 6	8
Dagarn	Miljööv. (referens)	664197	149337	Västmanland (19)	Skinnskatteberg/Fagersta	Norrström (61)	130	172	13	5,1	4,0	6,5-7	6
Tiken	Deponi (recipient)	626085	144795	Kronoberg (7)	Tingsryd	Bräkneån (84)	125	625	9	3,3	1,6	6,5-7	5
Furen	Deponi (recipient)	630194	142697	Kronoberg (7)	Växjö	Mörrumsån (86)	151	123	3		1,3	6,5-7	10
Simshyttssjön	Deponi (recipient)	669143	149333	Dalarna (20)	Säter	Dalälven (53)	175	5	8		1,0	6,7	2-4
Djursjön	Deponi (referens)	672427	144860	Dalarna (20)	Leksand	Dalälven (53)	246	452	32		4,0		7
Styrsjön	Deponi (referens)	673120	145397	Dalarna (20)	Leksand	Dalälven (53)	189	164	19		4,3		5
Siljan	Deponi (recipient)	673490	145597	Dalarna (20)	Leksand	Dalälven (53)	159	31 652	134	27,8	5,0		10
Krageholmssjön	Miljööv. (referens)	615375	137087	Skåne (12)	Ystad	Nybroån (89)	43	214	9	5,0	2,1	ca 8	9
Fiolen	Miljööv. (referens)	633025	142267	Kronoberg (7)	Alvesta	Mörrumsån (86)	226	156	10	3,9	3,9	ca 7	4
Allgjuttern	Miljööv. (referens)	642489	151724	Kalmar (8)	Västervik	Botorpsströmmen (71)	131	18	40	11,7	5,1	6,5-7	5
Stora Envättern	Miljööv. (referens)	655587	158869	Stockholm (1)	Södertälje	Trosaån (63)	62	37	11	5,0	3,6	6-7	4
Jutsajaure	Miljööv. (referens)	744629	167999	Norrbottn (25)	Gällivare	Luleälven (9)	422	113	10		3,1	6-7	6-9

bruk sedan 1981 och både hushålls- och industriavfall deponeras till en mängd av ca 5 000 ton per år (Appelberg *et al.* 2000). Under 1980-talet skedde ingen registrering av deponerat material, så det är svårt att exakt veta vad som deponerats under åren. Lakvattnet från avfallsupplaget har hela tiden samlats upp i en lakvattendamm och kördes t.o.m. 1995 med tankbil till det kommunala reningsverket i Siljansnäs. Sedan 1995 leds lakvattnet från lakvattendammen med en självfallsledning till reningsverket, som i sin tur har ett utlopp i Österviken i Siljan. Visst läckage av lakvatten i deponins omgivning har dock konstaterats och med hjälp av en teoretisk modell har denna mängd uppskattats till 2 000-6 000 m³ per år (Naturvårdsverket 1999b). Karaktärisering av lakvattnet har påvisat flertalet miljöfarliga ämnen, men inte i toxiska koncentrationer (Öman 1999).

Historiska observationer: Uppgifter från olika tidpunkter under 1900-talet berättar att Molnbyggen 1927 var en klar sjö med riklig vegetation av blad- och kolvass. Fisket i sjön var gott med arter som abborre, lake, gädda, mört och siklöja. Inplantering av bl.a. sik och gös skedde vid några tillfällen under 1920- till 1950-talet. (Lindström muntligen 2000)

1993 upptäcktes de första skadorna på fisken i Molnbyggen genom att fiskeintresserad befolkning runt sjön uppmärksammade att fiskarna hade sårskador och var loja (Naturvårdsverket 1999b). Några år senare fick Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet prover från sjön och såg då tendenser till hormonell störning på fisken (Noaksson *et al.* 1997). Misstanken väcktes om att lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag eventuellt låg bakom skadorna. Detta har lett vidare till ett större undersökningsprojekt, som drivs av Naturvårdsverket, för att försöka klargöra effekter av lakvatten från avfallsdeponier.

2.1.2. Nedre Vättern

Markanvändning och naturtyp: Sjön Nedre Vättern ligger i direkt anslutning till Skinnskatteberg, på södra sidan om samhället, i Västmanlands län (tabell 1 och figur 1). Omgivningen utgörs till relativt stor del av bebyggelse. På den östra sidan förekommer odlad mark och mer spridd bebyggelse, medan den södra och västra delen utgörs av brantare terräng och skogsmark. På vissa ställen utgörs stranden av klipphöllar och glesa bladvassbestånd omger sjön.

Vattenmiljö: Sjön kan sägas bestå av två delar; en övre bred och grund del (maxdjup ca 5 m) samt en nedre långsmal och djupare del (maxdjup 17,6 m). Fiskarter som fångades vid provfisket var abborre, benlöja, braxen, gädda, gärs, gös, mört, nors, sarv och siklöja. Vattenvegetationen utgjordes bl.a. av nate och näckrosor. Vid provfisket misstänktes att bottenmiljön i Nedre Vättern emellanåt har låg syrehalt, eftersom nät från djupare delar oftast hade en frän doft och var fisktomma. Kemiska mätningar från Nedre Vättern i augusti 2000 visade en syrgashalt på 0,7 mg/l närmast botten i djuphålan (ALcontrol 2000). Detta indikerar syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999a). Vid ytan var dock syrgashalten 8,4 mg/l, medan totalfosforhalten varierade från 8 µg/l vid ytan till 37 µg/l vid botten och totalkvävehalten varierade från 400 till 620 µg/l från ytan till botten (ALcontrol 2000).

Föroreningskällor: Vätterskoga avfallsanläggning ligger ca 3 km söder om Skinnskatteberg på den östra sidan av Nedre Vättern, ca 500 meter från stranden. Den har varit i bruk sedan 1976 och där har tidigare deponerats både hushålls- och industriavfall, men idag utgörs huvuddelen

av restprodukter från energiåtervinning (aska) och kommunalt avlopp (slam). Mängd deponerat material uppgår till ca 2 000 ton per år och lakvattenmängderna uppskattas till 6 000-9 000 m³ per år (Gustavsson muntligen 2000). Sedan 1996 behandlas lakvattnet lokalt och leds via ett markfilter ut i Nedre Vättern. Vid tillfälliga driftsstopp har lakvattnet körts till reningsverket i Skinnskatteberg (som också har Nedre Vättern som recipient), men en del lakvatten har nått Nedre Vättern utan rening (Linderoth *et al.* 2000).

Reningsverket i Skinnskatteberg har sitt utlopp 150 meter ut i sjön från den norra stranden, ungefär mitt för samhället. Uppströms Hedströmmen (som rinner in i Nedre Vättern i den nordvästra delen av sjön) finns ett industriområde där huvudverksamheten utgörs av trä- och sågverksindustri (Gustavsson muntligen 2000).

Historiska observationer: Enligt uppgifter i Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums databaser var vattnet i sjön klart i slutet av 1800-talet och 1930 var siktdjupet 1,5 meter. Sjön hyste vid båda dessa tillfällen ett fisksamhälle som överensstämmer med dagens, förutom att även ål fanns i sjön.

Muntlig information tyder dock på att Nedre Vättern under flera perioder har haft episoder med färgat vatten och kraftig fiskdöd. Det senaste och troligen allvarligaste tillfället inträffade för ca 30-50 år sedan, då ett stort antal flytande döda fiskar kunde ses längs stränderna (Lingdell muntligen 2000).

Dessa observationer får stöd av en utredning om näringstillstånd, bakteriehalt och växtplanktonproduktion gjord av Mälarundersökningen i samarbete med Växtbiologiska institutionen vid Uppsala universitet (Åberg 1970). Där uppmärksammas att vattnet i augusti 1970 gav ett brunt intryck och visade skumbildning vid Hedströmmens inlopp i sjön. Den nordliga grundare delen av sjön (d.v.s. närmast samhället) hade litet siktdjup (ca 0,65-0,90 m) och en totalfosforhalt på mellan 60 och 100 µg/l, vilket tyder på ett mycket näringsrikt tillstånd enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999a). Längre söderut i sjön ökade siktdjupet till ca 1,5 meter och totalfosforhalten sjönk till ca 30 µg/l, vilket fortfarande indikerar hög halt. pH låg vid denna tidpunkt på ca 5,5-6.

2.1.3. Ulvsjön

Markanvändning och naturtyp: Ulvsjön är belägen ca 15 km västsydväst om Arvika i Värmlands län (tabell 1 och figur 1). Den omges av barrskog och längs stränderna finns viss bebyggelse (främst fritidshus). Strandkanterna är flikiga och utgörs på många ställen av branta klipphällar. Sjön kantas även av glesa bladvassbestånd.

Vattenmiljö: Sjön är en relativt näringsfattig skogssjö med klart vatten, totalkvävehalten är 310 µg/l och totalfosforhalten är 8 µg/l (Wilander 1997). pH-värdet ligger på ca 6. De fiskarter som påträffats i sjön är abborre, benlöja, braxen, gädda, gärs, lake, mört och siklöja. Vattenvegetationen i sjön är sparsam, men vid provfisket noterades näckros, bläddra och fackelblomster.

Föroreningskällor: Ulvsjön uppvisar inga tendenser till föroreningspåverkan eller till påverkan av miljöstörningar.

Historiska observationer: Enligt Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums databaser hade Ulvsjön 1941 ett fisksamhälle som bestod av gädda, abborre, mört, benlöja och ål. Vattnet i sjön var klart och bl.a. notblomster (lobelia) och näckrosor fanns i sjön.

2.1.4. Dagarn

Markanvändning och naturtyp: Sjön Dagarn är belägen ca 1,5 mil norr om Skinnskatteberg i nordvästra delen av Västmanlands län (tabell 1 och figur 1). Omgivningen utgörs mestadels av barrskog med inslag av viss bebyggelse. Både järnväg och landsväg följer sjöns sydöstra strand. Glesa bladvassbestånd omger sjöns stränder.

Vattenmiljö: Sjön är relativt näringsfattig med klart vatten (möjligen aningen humöst), totalkvävehalten är 342 µg/l och totalfosforhalten är 9 µg/l (Wilander 1997). pH ligger mellan 6,5 och 7. De fiskarter som fångats i sjön är abborre, benlöja, gädda, gärs, mört och siklöja. Vid provfisket noterades notblomster, fackelblomster, nate och näckrosor i sjön.

Föroreningskällor: Dagarn är till synes opåverkad av miljöstörningar och uppvisar heller inga tendenser till försurning.

Historiska observationer: I Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums databaser finns noterat att i slutet av 1800-talet hade Dagarn klart vatten samt ett fisksamhälle som i stort överensstämmer med dagens, förutom att även lake och ål fanns i sjön. Vid tre tillfällen under 1970-talet har en gulgrön vattenfärg observerats i Dagarn, men siktdjupet har trots detta varit relativt stort (3,5-5 m).

2.1.5. Sjöar inom Naturvårdsverkets deponiprogram

Programmet inkluderar även Molnbyggen och Nedre Vättern (för sjöbeskrivning se ovan).

Tiken: Sjön Tiken ligger vid Tingsryd i Kronobergs län (tabell 1 och figur 1). Tingsryds samhälle är beläget i den norra delen av sjön, liksom väg 30 som följer stranden ca 1 km. Sjön har en långsmal form och mycket flikiga stränder med gott om öar och grund. Fisksamhället utgörs av abborre, benlöja, braxen, gös och mört. Vegetation som observerats i sjön är bladvass, säv, gäddnate, gul och vit näckros. Lakvatten från Elsemåla avfallsanläggning leds till ett reningsverk som har sitt utlopp i Tiken. Sjön ingår också i ett program för regional kalkeffektuppföljning och har kalkats tre gånger sedan 1989.

Furen: Sjön Furen ligger 11 km sydväst om Växjö i Kronobergs län (tabell 1 och figur 1). Fiskarter i sjön är abborre, benlöja, björkna, braxen, gädda, gärs, mört, sandkrypare, sarv och sutare. Vegetationen utgörs av kaveldun, bladvass, igelknopp, gul och vit näckros, vattenklöver och vattenpilört. Lakvatten från avfallsdeponin i Häringetorp misstänks läcka till Furen.

Simshyttssjön: Simshyttssjön ligger ca 5 km väster om Säters i Dalarnas län (tabell 1 och figur 1). Sjön är en liten och humös skogssjö, eventuellt med låga syrgashalter i bottenkiktet, och den misstänks ta emot lakvatten från Sätters avfallsanläggning. Fisksamhället i sjön utgörs av abborre och mört, samt eventuellt gädda och ål. Vegetationen består av bladvass, säv, starr, gäddnate, vattenklöver och näckrosor.

Djursjön: Djursjön ligger ca 10 km sydväst om Leksand i Dalarnas län (tabell 1 och figur 1). Sjön omges av barrskog med en del avverkad mark. En hel del fritidshus finns också belägna runt sjön. Vattnet i sjön har relativt hög järnhalt. Fiskarter som påträffats är abborre, gädda, lake, mört, sik, siklöja och öring. Vegetationen är sparsam, men består av starr, bladvass, igelknopp, notblomster, gul och vit näckros, topplösa och kråklöver. Djursjön är reglerad, men i övrigt till synes opåverkad av miljöstörningar.

Styrsjön: Styrsjön ligger ca 2 km sydväst om Leksand i Dalarnas län (tabell 1 och figur 1). Den omges till största delen av barrskog, men i den södra delen av sjön finns odlad mark och viss bebyggelse. Runt om sjön ligger även några fritidshus. Fiskfaunan i sjön utgörs av abborre, gädda, gärs, mört och siklöja, medan vegetationen består av säv, nate, notblomster, topplösa, gul och vit näckros. Styrsjön visar inga tecken till påverkan av miljöstörningar.

Siljan: I Österviken i den södra delen av Siljan (4 km nordväst om Leksand, se figur 1 och tabell 1), har provfiske skett med anledning av utloppet från reningsverket vid Siljansnäs (dit lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag leds). På grund av Siljans stora yta var ett standardiserat provfiske med bestämt antal nät i olika djupzoner inte möjligt (se kap. 2.2.1). Istället har nätläggning skett vid fyra stationer i Österviken; en station var belägen uppströms utloppet från reningsverket (stn. 4), en nära utloppet (stn. 3) och två stationer nedströms utloppet (stn. 2 och 1), se figur 2. Stationen uppströms antas vara opåverkad av utsläppet från reningsverket. Vid varje station lades åtta nät. De fyra stationerna kommer att behandlas var för sig och sammanvägs alltså inte till ett gemensamt resultat för Siljan. Fiskarter som fångades vid provfisket var abborre, benlöja, gärs, lake, mört, nors, sik, siklöja, småspigg och stäm.



Figur 2. Karta över Österviken i Siljan, där provfiske utförts vid de fyra stationerna. Reningsverket i Siljansnäs har sitt utlopp mitt i Österviken utanför station 3.

2.1.6. Referenssjöar inom Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram

Dessa sjöar valdes för att få lokalt opåverkade sjöar med stor geografisk spridning och en varierande näringshalt. Även Ulvsjön och Dagarn inkluderas i dessa sjöar (för sjöbeskrivning se ovan).

Krageholmssjön: Krageholmssjön ligger några kilometer norr om Ystad i södra Skåne (tabell 1 och figur 1). Omgivningen utgörs av ädellövskogar och odlingsmark. Stranden kantas av breda vassbälten och botten sluttar relativt brant direkt från stranden. Sjön är näringsrik med en totalkvävehalt som varierar mellan 1 500-3 000 µg/l och en totalfosforhalt mellan 50-300 µg/l. I sjöns norra del finns den enda ön. Fiskfaunan består av abborre, braxen, gädda, gärs, gös, mört, nissöga, sarv och ål.

Fiolen: Sjön Fiolen ligger i den norra delen av Kronobergs län (tabell 1 och figur 1). Omgivningen utgörs främst av blandskog med inslag av betesmarker. Sjön har en varierad bottenprofil med en djuphåla i södra delen av sjön och ett grundområde i den norra delen. Totalkvävehalten i sjön är 482 µg/l och totalfosforhalten är 11 µg/l (Wilander 1997). Fiskarter i sjön är abborre, gädda, mört och sik. Vegetationen utgörs av gul näckros, notblomster och braxengräs.

Allgjuttern: Sjön Allgjuttern ligger ca två mil nordväst om Gamleby i norra delen av Kalmar län (figur 1). Omgivningen utgörs av barrskogsbevuxna berg, vilket ger sjön branta stränder samt ett stort maxdjup i förhållande till sjöyta (tabell 1). Totalkvävehalten i sjön ligger på 362 µg/l och totalfosforhalten ligger på 9 µg/l (Wilander 1997). Fisksamhället utgörs av abborre, gädda, gärs, mört och siklöja, medan vegetationen består av bladvass, säv och nateväxter.

Stora Envättern: Stora Envättern är belägen knappt en mil norr om Gnesta i sydvästra delen av Stockholms län (tabell 1 och figur 1). Den ligger i ett naturreservat av vildmarkskaraktär och omges av gammal tallskog och hållmarker. Sjön har flikiga stränder med flera grundar vikar, samt en varierad bottenprofil med två djuphålur och flera mindre öar. Totalkvävehalten i sjön ligger på 401 µg/l och totalfosforhalten ligger på 10 µg/l (Wilander 1997). Fiskarter i sjön är abborre, gädda, gärs och mört. Vegetation som observerats utgörs av kaveldun, säv, sjöfräken, bladvass, näckrosor och nate.

Jutsajaure: Sjön Jutsajaure ligger mellan Porjus och Gällivare i den mellersta delen av Norrbottens län (tabell 1 och figur 1). Den omges av barrskog och stora myrar, vilket gör vattnet i sjön något humöst. Stränderna är flacka sandstränder och den norra delen av sjön utgörs av ett stort grundområde (ca 1-2 meter djupt). Sjöns södra del har en mer varierad botten med en djuphåla och två grynnor. Totalkvävehalten i sjön ligger på 319 µg/l och totalfosforhalten ligger på 12 µg/l (Wilander 1997). Fiskfaunan består av abborre, gädda, mört, sik, småspigg, samt ev. öring, harr och stensimpa. Vegetationen utgörs av bladvass och sjöfräken.

2.2. Fisk och provfiske

2.2.1. Provfiske

Ett standardiserat provfiske i enlighet med metodiken beskriven i Appelberg (2000) utfördes i samtliga sjöar (utom Siljan) av provfiskare från Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium under sommaren 2000 (från mitten av juli till mitten av augusti). Provfisket skedde med bottenfasta översiktsnät av typ "Norden 12", vilka är sammansatta av 12 paneler med varierande maskstorlekar från 5 till 55 mm. Näten är 1,5 meter djupa och 30 meter långa. Bottennäten fördelas slumpmässigt i sjön utifrån en stratifierad randomiseringsteknik där sjön delas in i djupzoner och antalet nät i varje djupzon bestäms utifrån sjöns yta och djup. I sjöar djupare än 10 meter användes också pelagiska nät (d.v.s. nät som sätts flytande i fria vattenmassan). Dessa nät ("Norden 11") är 6 meter djupa och uppbyggda av 11 paneler med maskstorlekar mellan 6,25 och 55 mm (Appelberg 2000).

Standardiserat provfiske ger information om fisksamhällets artsammansättning, arternas förhållande till varandra, samt de enskilda arternas beståndsstruktur och längdsammansättning i hela den provfiskade sjön (Appelberg *et al.* 1999). Fångsten vägdes per art och nät, och varje individ artbestämdes och längdmättes till närmaste millimeter. Prover för åldersanalys togs från ett representativt urval av 70 individer av dominerande arter i fångsten vilka även könsbestämdes. Detta urval motsvarar längdfördelningen av respektive art i fångsten. I detta arbete används endast åldersbestämda individer av abborre och mört, vilka har analyserats m.h.a. gällock samt brända och brutna otoliter under stereolupp för abborre och m.h.a. sågade otoliter analyserade i mikroskop samt fjällavtryck lästa i microfisheapparat för mört. Arbetet har följt kvalitetssäkrade metoder vid Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums ålderslaboratorium.

Uppgifter från det standardiserade provfisket utgör källdata till analyserna på populations- och samhällsnivå och för dessa ursprungsvärden hänvisas till Dahlberg (2001). För abborrens ålder i referenssjöarna Jutsajaure, Stora Envättern, Fiolen, Allgjuttern och Krageholmsjön har uppgifter från tidigare provfisken hämtats ur Sötvattenslaboratoriets åldersdatabas (från 1998 för Jutsajaure och från 1996 för övriga sjöar).

Material till organ- och individnivåerna har samlats in utöver den ordinarie provtagningen vid provfisket, men har tagits ur samma fångst och vid samma tillfälle i aktuella sjöar.

2.2.2. Fiskarter

Studier på samhällsnivå syftar till att beskriva fisksamhällets totala struktur och funktion. Alla fiskarter som fångades vid provfisket i de olika sjöarna har därför använts till dessa parametrar.

Abborre (*Perca fluviatilis*) har använts för analys inom alla organisationsnivåer. Arten är relevant att studera eftersom den är den vanligast förekommande fiskarten i svenska vatten. Den kan bli fiskätande och förekommer då på högsta trofiska nivå i den akvatiska födoväven (Appelberg *et al.* 1999), vilket gör att föroreningar (främst organiska miljögifter) som biomagnifieras längs födokedjan kan anrikas i abborre (Naturvårdsverket 1998). Detta gör abborre lämplig att studera i samband med undersökning av effekter av miljöstörande ämnen och den har använts som indikatorart i flertalet andra sammanhang (bl.a. Karås *et al.* 1991;

Förlin & Norrgren 1998; Lucentini *et al.* 1998; Øxnevad *et al.* 1995; Lindesjö & Thulin 1990).

Mört (*Rutilus rutilus*) är också vanligt förekommande i svenska vatten. Dess födoval utgörs av plankton och bottendjur (Persson 1983), och den har även förmåga att tillgodogöra sig detritus och växtmaterial till skillnad från abborre (Lessmark 1983). Mört och fiskätande abborre representerar därmed varsin trofinivå och utgör båda viktiga komponenter i svenska fisksamhällen. Mört användes för en parameter på individnivå (tillväxt), samt för alla parametrar på populations- och samhällsnivå.

2.3. Studier på organnivå

2.3.1. Levervikt

Levern är det organ i organismer som tar hand om främmande ämnen. Där sker lagring eller detoxifiering av miljögifter varför koncentrationen av föroreningar vanligtvis är högre i levern jämfört med andra organ. Levervikten kan förändras (såväl öka som minska) vid exponering för främmande ämnen (Mathieson *et al.* 1996).

Provtagning skedde i fält på 80 abborrar per sjö från Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn. Abborrar större än 10 cm valdes slumpmässigt ur fångsten. Storleksvalet gjordes utifrån att mätinstrumentens känslighet inte skulle påverka resultatet. Vid provtagningen i Ulvsjön var dock det totala antalet fångade abborrar lågt och 5 individer mindre än 10 cm fick provtas för att få ihop ett tillräckligt stort material. Samma individer som användes för analys av levervikter, användes även för parametrarna asymmetri, skadefrekvens och kondition.

Levern dissekerades ut och dess färskvikt samt fiskens totalvikt och somatisk vikt bestämdes i fält. Den somatiska vikten definieras här som vikt med tom bukhåla, d.v.s. utan organ, p.g.a. svårigheten att dissekera ut könsorganen utan att påverka övriga organ och kroppsvätskor. Leversomatiskt index (LSI) beräknades enligt bl.a. Bengtsson & Larsson (1986); Andersson *et al.* (1988); Mathieson *et al.* (1996) som:

$(\text{levervikt (g)} * 100) / \text{somatisk vikt (g)}$ [%]

2.4. Studier på individnivå

2.4.1. Fluktuerande asymmetri

Utvecklingen av bilateral symmetri hos organismer (d.v.s. två symmetriska men spegelvända sidor på varsin sida av en tänkt axel), påverkas av genetiska och miljömässiga förhållanden. Störning eller stress under utvecklingen kan ge upphov till asymmetri i form av en slumpmässig skillnad mellan höger- och vänstersida för en parad (tvåsidig) karaktär (Van Valen 1962; Clarke 1992). Denna typ av asymmetri kallas fluktuerande asymmetri (FA) och anses som missgynnande för organismen, eftersom den ideala formen är symmetri (Van Valen 1962; Hechter *et al.* 2000). Fluktuerande asymmetri tycks öka när en stabil utveckling försvåras, d.v.s. vid bl.a. minskad genetisk variation, hybridisering, försämrade habitatkvalitet och föroreningspåverkan. Därav har fluktuerande asymmetri blivit ett vanligt förekommande

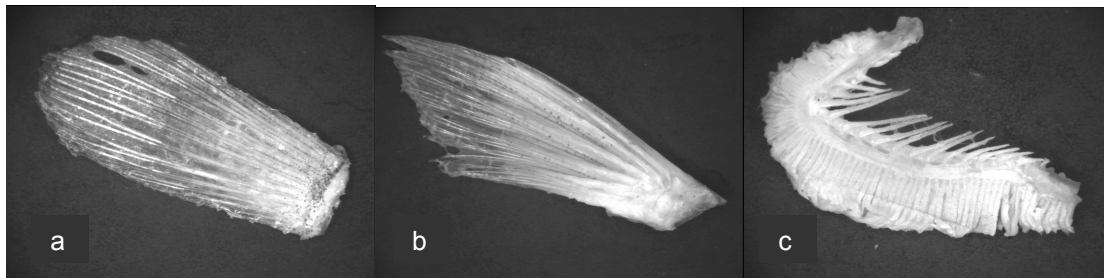
mått för att uppskatta just störning under utvecklingen (Palmer & Strobeck 1992; Leary & Allendorf 1989).

Andra former av asymmetri är direkt asymmetri och antisymmetri (Van Valen 1962). Dessa former kan, till skillnad från fluktuerande asymmetri, anses vara fördelaktiga för organismen eftersom de utgör det normala tillståndet (Hechter *et al.* 2000). Direkt asymmetri förekommer när en karaktär normalt är mer utvecklad på den ena sidan jämfört med den andra, t.ex. hjärtat hos däggdjur. Med antisymmetri avses sådan asymmetri som är normalt förekommande men sidan, som karaktären är mest utvecklad på, varierar med approximativt samma frekvens på båda sidorna, t.ex. klorna hos vissa kräftdjur (Van Valen 1962).

De olika asymmetriformerna kan vara svåra att särskilja, men det kan göras statistiskt genom att jämföra de olika formernas frekvensfördelningar (Palmer & Strobeck 1992). Fördelningen för fluktuerande asymmetri följer en normalfördelning där medelvärdet för högersida minus vänstersida är noll. Även direkt asymmetri följer en normalfördelning, men för denna form är medelvärdet för höger- minus vänstersida skilt från noll. Antisymmetri resulterar i att medelvärdet för höger- minus vänstersida är noll, men fördelningen är inte normalfördelad utan platykurtisk (bred topp) eller bimodal (två toppar) (Palmer & Strobeck 1992).

Fluktuerande asymmetri antas vara den enda av asymmetriformerna som påverkas av störning under utvecklingen. De genetiska och utvecklingsmässiga förutsättningarna för fluktuerande asymmetri (och därav även för de andra asymmetriformerna) är dock inte helt klargjorda (Houle 1998), och det råder viss begreppsförvirring inom området. I denna rapport hanteras begreppen utifrån de definitioner som gjorts här.

Valet av parade karaktärer för studier av fluktuerande asymmetri har baserats på slutsatser från tidigare undersökningar, och studier av asymmetri hos fisk p.g.a. miljömässig stress har gjorts av bl.a. Valentine och Soulé 1973; Valentine *et al.* 1973; Bengtsson *et al.* 1985; Øxnevad *et al.* 1995; Vøllestad *et al.* 1998; Allenbach *et al.* 1999. Enligt Valentine *et al.* (1973) var antalet fenestrålar i parade fenor och antalet gälräfständer på gälbågarna lättast att kvantifiera jämfört med andra karaktärer (t.ex. antal fjäll över resp. under sidolinjen). Asymmetrin för andra undersökta karaktärer visade dessutom signifikant samband med dessa karaktärer. I denna studie har därför fluktuerande asymmetri undersökts genom att räkna antalet fenestrålar på bröst- och bukfenor, samt antalet gälräfständer på övre resp. nedre delen av den första gälbågen hos abborre (figur 3).



Figur 3. Studerade asymmetrikaraktärer: **a)** bröstfena med fenestrålar, **b)** bukfena med fenestrålar, **c)** gälbåge med gälräfständer.

Från sjöarna Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn klipptes buk- och bröstfenor samt gälbågar från 80 abborrar per sjö och lades i 70 %-ig denaturerad etanol. Samma abborrindivider som användes för asymmetrianalysen, användes även för parametrarna

levervikt, skadefrekvens och kondition (urval enligt kap. 2.3.1). Med hjälp av stereolupp räknades antal fenstrålar och gälträfsständer på höger- resp. vänstersida oberoende av varandra för varje individ. Detta för att inte vetskapen om antalet på den ena sidan skulle påverka bedömningen av antalet på den andra sidan. Det förekom vissa svårigheter att bedöma vad som skulle räknas som en fenstråle resp. en gälträfsstand i det enskilda fallet. På fenorna har alla strålar, d.v.s. även de små i fenornas ytterkanter, räknats som fenstrålar. Beträffande gälträfsständerna har alla upphöjningar som kunde antas utvecklas till gälträfsständer räknats som sådana.

När alla karaktärer i alla fyra sjöarna räknats en gång så räknades den första sjön (Dagarn) ytterligare en gång. Den andra räkningen jämfördes sedan statistiskt (parad t-test) med den första räkningen i denna sjö, för att utesluta att resultatet påverkades av en inkonsekvent bedömning av antalet i det enskilda fallet. För bukfenan kunde ingen statistisk analys göras eftersom antalet fenstrålar på höger- och vänstersida endast varierade på två av totalt 322 abborrindivider i samtliga sjöar, och standardfelet var därmed lika med noll. För övriga karaktärer förelåg dock en signifikant skillnad mellan de båda räkningarna ($p_{\text{bröstfena}}=0,000$; $p_{\text{ö.gälbåge}}=0,011$; $p_{\text{n.gälbåge}}=0,002$), varvid en inkonsekvent bedömning inte kunde uteslutas. Även den andra sjön (Ulvsjön) räknades då en andra gång, och vid jämförelse med den första räkningen i den sjön förelåg signifikant skillnad mellan de två räkningarna endast för övre gälbågen ($p_{\text{bröstfena}}=0,083$; $p_{\text{ö.gälbåge}}=0,045$; $p_{\text{n.gälbåge}}=0,096$). Från detta drogs slutsatsen att bedömningarna blev mer och mer konsekventa ju längre räkningarna fortskred. I resultatet används därför den andra räkningen från Dagarn och den första räkningen från övriga sjöar.

Skillnaden mellan höger- och vänstersida för varje karaktär beräknades som medelvärdet av absolutvärdet:

$$\frac{\sum |H_i - V_i|}{N}$$

H_i = antalet av en karaktär på höger sida av en individ
 V_i = antalet av en karaktär på vänster sida av en individ
 N = antalet individer

För att få ett mått på total asymmetri i varje sjö beräknades ett index som summan av skillnaden mellan höger och vänster för varje karaktär (Palmer & Strobeck 1986; Wagner 1996):

$$\frac{\sum (|\text{ÖG}_{H-v}| + |\text{NG}_{H-v}| + |\text{BR}_{H-v}| + |\text{BU}_{H-v}|)}{N}$$

ÖG = övre gälbåge
 NG = nedre gälbåge
 BR = bröstfena
 BU = bukfenan
 N = antal individer
 H = höger
 V = vänster

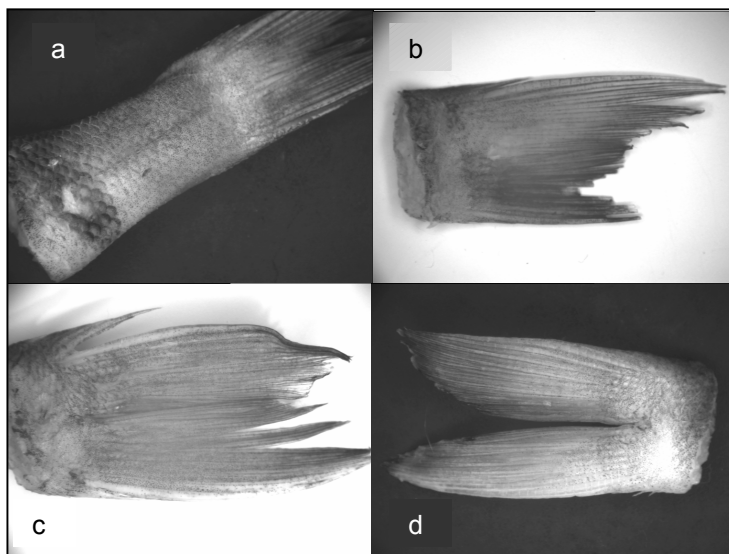
För att försäkra att den asymmetri som observerades var fluktuerande asymmetri, och inte direkt asymmetri eller antisymmetri, undersöktes fördelningarna för skillnaden mellan höger och vänster för varje karaktär i de respektive sjöarna (one-sample t-test). Ett medelvärde skilt från noll indikerar direkt asymmetri, medan ett kurtosisvärde mindre än noll indikerar

platykurtosis (bred topp) d.v.s. antisymmetri (Palmer & Strobeck 1992; Øxnevad *et al.* 1995). Utifrån den statistiska analysen bedömdes observerad asymmetri som fluktuerande asymmetri, eftersom det inte förelåg några signifikanta antydningar på de andra asymmetriformerna.

2.4.2. Skador

Mot bakgrund av de observationer av skador på fisk i sjön Molnbyggen, som gjorts dels av lokalbefolkningen och dels i tidigare redovisade resultat under de senaste åren (Naturvårdsverket 1999b; Noaksson *et al.* 1997; Linderöth *et al.* 2000), bedömdes det relevant att inkludera skadefrekvens även i denna studie.

De skador som iakttagits är sår och fenanomalier. Fenanomalierna har delats in i tre typer; i) fenerosion, ii) krokiga/förtjockade fenstrålar, och iii) djupt kluven stjärtfena (figur 4). Fenerosion är ett patologiskt angrepp hos fiskar. I vissa studier har dock inga bakterier påträffats där miljöföreningar har misstänkts vara orsaken till fenerosionen (Lindesjö & Thulin 1990). Krokiga fenstrålar har genom experiment visats vara resultatet av återhämtning efter fenerosion (Lindesjö & Thulin 1990). Djupt kluvna stjärtfenor observerades som ett jack några millimeter in i stjärtspolen på fisken, ibland även med ett sår precis i stjärtfensbasen. Vanligheten av denna företeelse har inte utretts, men den betraktas tills vidare som en avvikelse från naturligt tillstånd.



Figur 4. Iakttagna skador: **a)** sår, **b)** fenerosion, **c)** krokiga fenstrålar, **d)** kluven stjärtfena.

Andelen abborrar med någon form av skada undersöktes i fält genom iakttagelse av 80 abborrar per sjö i Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn. Samma individer som användes för analys av skador, användes även för parametrarna levervikt, asymmetri och kondition (urval enligt kap. 2.3.1). Sår respektive fenanomalie betraktades som olika skador. Om däremot fler än en av de tre typerna av fenanomalie observerades på samma individ bedömdes detta endast som en skada, eftersom det var andelen fiskar med fenskada som var intressant.

2.4.3. Kondition

Kondition beräknat som ett förhållande mellan fiskens vikt och längd ger en uppskattning av fiskens hälsotillstånd (Weatherley 1972), och är ett mått på allokeringen av energi i organismen (Sandström *et al.* 1988). En högre vikt i förhållande till längd indikerar lagring av energi, eventuellt för reproduktion. För att undvika att få en skillnad i kondition beroende på kön valdes att endast använda honor vid beräkning av konditionsindexet. Längd och vikt bestämdes därför på honorna av de 80 abborrar per sjö (från Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn) som även provtogs till parametrarna levervikt, fluktuerande asymmetri och skador (urval enligt kap. 2.3.1). Konditionsindexet beräknades enligt Weatherley (1972):

$$(\text{vikt (g)} * 100) / \text{längd}^3 \text{ (cm)} \quad [\text{g/cm}^3]$$

2.4.4. Tillväxt

Tillväxt är en viktig parameter i samband med ekologisk bedömning av förorenings effekter på fisk eftersom tillväxt, tillsammans med reproduktion, utgör fundamentalt viktiga delar av fiskens utveckling och fortlevnad (Sandström *et al.* 1988). Vid provfisket togs åldersprover från ett representativt urval av 70 individer per art och sjö, vilka även längdmättes. Detta urval motsvarar längdfördelningen av respektive art i fångsten. Tillväxten undersöktes som medellängden vid given ålder hos abborre och mört i Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn. Som ett mått på naturliga variationer i tillväxt jämfördes även Molnbyggen och Nedre Vättern med max- och minvärden av sjövisa medelvärden för övriga referenssjöar ur Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram.

2.5. Studier på populationsnivå

2.5.1. Åldersfördelning

En fiskpopulations åldersfördelning ger ett mått på bl.a. rekrytering (mängden små individer), vilket kan vara relevant i samband med förorenings exponering eftersom det visar reproduktionsframgången i populationen. Rekryteringsstörningar hos fisk p.g.a. förorenings exponering har noterats bl.a. utanför pappersbruk (Sandström 1994). Abborrens och mörtens åldersfördelning har undersökts i Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn, samt i övriga referenssjöar ur Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram för att få ett mått på naturlig variation. Åldersprover från ett representativt urval av 70 individer per art och sjö utgör material för åldersfördelningarna.

2.5.2. Längdfördelning

Längdfördelningen (d.v.s. antalet individer i olika längdklasser) hos en fiskpopulation beskriver storleksstrukturen i populationen. Abborrens och mörtens längdfördelning har undersökts i Molnbyggen, Ulvsjön, Nedre Vättern och Dagarn, samt även i övriga referenssjöar ur Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram för att få ett mått på naturlig variation. Längdfördelningarna har (till skillnad från åldersfördelningarna) gjorts på total fångst vid provfisketillfället.

2.6. Studier på samhällsnivå

Val av parametrar att studera på samhällsnivå har gjorts utifrån Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Appelberg *et al.* 1999; Naturvårdsverket 1999a). Dessa är framtagna för att vara biologiskt relevanta och lätthanterliga mått för bedömning av ett fisksamhälles status, och används inom den nationella miljöövervakningen av fisk. De olika parametrarna beskriver fisksamhällets sammansättning, struktur och funktion, och gör det möjligt att bedöma fisksamhällets avvikelse från det förväntade. Bedömningen för varje parameter baseras på kvoten mellan uppmätt värde (d.v.s. provfiskeresultatet) och ett beräknat jämförvärde. Jämförvärdet för varje parameter beräknas utifrån bl.a. sjöns storlek, morfometri, höjd över havet och geografiska belägenhet (se respektive parameter nedan).

Sju av nio parametrar ur Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder användes i denna studie (Naturvårdsverket 1999a). De två parametrar som valdes bort (försurningskänsliga fiskarter och främmande fiskarter) ansågs inte relevanta för studier av föroreningspåverkan. För de sju studerade parametrarna har kvoten mellan uppmätt värde (U) och jämförvärde (J) för sjöarna inom deponiprogrammet (undantaget Siljan) jämförts med ett medelvärde för referenssjöarna ur den nationella miljöövervakningen. Som nämnts har inget ordinarie provfiske utförts i Siljan p.g.a. sjöns storlek. Provfiskeresultatet för de olika provpunkterna i Siljan jämfördes därför endast direkt med varandra, för att se eventuella avvikelser dem emellan. Denna jämförelse gjordes statistiskt genom rankning samt med envägs-ANOVA för parametrarna biomassa och antal individer.

2.6.1. Antal arter

Antalet arter beräknas som antalet inhemska arter fångade vid provfisketillfället. Eventuella främmande arter borträknas ur fångsten. Höjd över havet och sjöns yta är två viktiga omgivningsfaktorer som förklarar ca 47 % av variationen i artantal, och dessa två faktorer används vid beräkning av jämförvärdet. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.2. Artdiversitet

Artdiversiteten av inhemska fiskarter har beräknats med Shannon-Wieners diversitetsindex (H'), vilket baseras på vikten av den fångade fisken.

Shannon-Wieners H' : $[W_{\text{tot}} * \log_{10}(W_{\text{tot}}) - \sum W_i * \log_{10}(W_i)] / W_{\text{tot}}$

W_{tot} = total vikt/ansträngning för respektive art

W_i = vikt/ansträngning för respektive art

Antalet fiskarter i sjön är avgörande för artdiversiteten och används vid beräkning av jämförvärdet. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.3. Biomassa

Biomassan beräknas som medelvärdet av den totala fångade inhemska fiskens vikt per ansträngning. Genomsnittlig fiskbiomassa kan variera mycket, men den beror av höjd över havet och sjöns djup, d.v.s. biomassan påverkas av klimat, temperatur och näringshalt. Höjden över havet och sjöns maxdjup används därför vid beräkning av jämförvärdet. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.4. Antal individer

Antalet individer av inhemska fiskarter bestäms som antalet fångade fiskar per ansträngning. Individantalet beror (liksom biomassan) av sjöns höjd över havet och djup, vilka är de två faktorer som används vid beräkning av jämförvärdet. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.5. Andel fiskätande fisk

Andelen fiskätande fisk bestäms som andelen potentiellt fiskätande abborrfiskar, d.v.s. abborre och gös. Andra fiskätande arter som gädda och lake fångas inte i representativ mängd med översiktsnät och ingår därför inte i måttet, trots att de är viktiga för fisksamhällets funktion. Andelen fiskätande fisk beräknas därmed som vikten av fångade abborrar större än 150 mm samt alla fångade gösar (endast mycket små gösar, vilka normalt inte fångas i översiktsnät, är inte fiskätande) i förhållande till total vikt av all fångad fisk. Andelen fiskätande abborrfiskar kan dock variera relativt mycket; den minskar något med ökad totalmängd fisk, andelen karpfisk och antalet arter i sjön. För beräkning av jämförvärdet används totalvikten fisk i fångsten. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.6. Andel karpfisk

Andelen karpfisk (mörtfisk) beräknas som viktsandelen karpfiskar i förhållande till den totala vikten av fångad fisk. Till karpfisk räknas asp, benlöja, björkna, braxen, elritsa, faren, id, mört, ruda, sarv, stäm, sutare och vimma. Samma faktorer som är viktiga för den totala fiskbiomassan är även viktiga för andelen karpfisk (d.v.s. höjd över havet och sjöns djup). Detta gör att andelen karpfisk blir beroende av totalvikten fisk i fångsten, vilket används vid beräkning av jämförvärdet. Andelen karpfisk ökar också vid näringsrika förhållanden. (Appelberg *et al.* 1999)

2.6.7. Indikation på syrebrist

Lakvatten från avfallsupplag kan ha en eutrofierande effekt på sjöar om halten av näringsämnen eller organiskt material är hög. Detta skulle kunna resultera i en låg syrgashalt. Som en indikation på syrebrist används andelen biomassa av fiskarter tåluga mot låga syrgashalter. Till dessa arter räknas ruda och sutare. Fångsten i vikt av ruda och sutare sätts i förhållande till den totala fångsten (Appelberg *et al.* 1999).

2.7. Statistiska metoder

Skillnader i medelvärden mellan sjöar har analyserats statistiskt med envägs-ANOVA, och med Post Hoc-metoderna Tukey HSD vid homogena varianser samt Dunnett T3 vid ej homogena varianser. Signifikans förligger då $p < 0,05$. Homogenitetstest av varianserna har gjorts med Levene-test. Även 95 %-igt konfidensintervall har använts för flertalet parametrar vid jämförelse av variationen mellan sjöar. De olika parametrarnas samband med andra faktorer (t.ex. ålder och längd) har analyserats genom regressionsanalys och covariansanalys (ANCOVA).

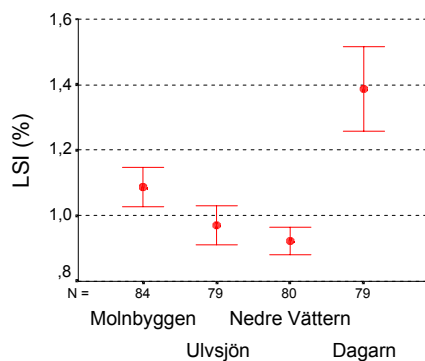
Konsekvent räkning av asymmetrikaraktärerna undersöktes med parat t-test, signifikansnivå $p < 0,05$. Urskiljandet av direkt asymmetri och antisymmetri ur fluktuerande asymmetri undersöktes med one-sample t-test. SPSSWin Version 10.0 har använts för samtliga statistiska analyser.

3. RESULTAT

3.1. Organnivå

3.1.1. Levervikt

Leversomatiskt index (LSI) hos abborre varierade signifikant mellan sjöarna ($p=0,000$), se figur 5. Abborrarna i Molnbyggen hade ett något högre LSI än abborrarna i Ulvsjön ($p=0,035$), medan abborrarna i Nedre Vättern hade ett betydligt lägre LSI än abborrarna i Dagarn ($p=0,000$). LSI för abborrarna i Dagarn avvek och var markant högre än i övriga sjöar. Även jämförelse mellan de två referenssjöarna (Ulvsjön och Dagarn) visade därför mycket stor variation ($p=0,000$). Vid analys av variationen i LSI beroende av fiskens ålder förelåg inget samband. Däremot visade LSI visst längdberoende; det fanns en tendens till ökat LSI vid ökad längd hos fisken, men tendensen var svag och förklarade mindre än 2 % av sambandet.

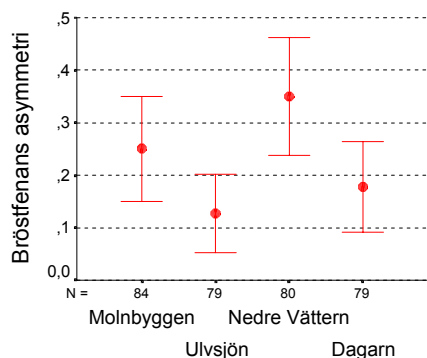


Figur 5. Leversomatiskt index (LSI) i medeltal ± 95 % KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

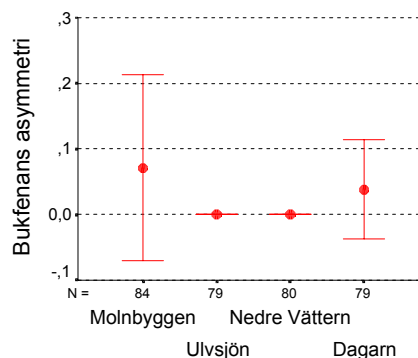
3.2. Individnivå

3.2.1. Fluktuerande asymmetri

Antalet fenstrålar på abborrarnas bröstfenor varierade mellan 13-16 stycken i alla undersökta sjöar. Den fluktuerande asymmetrin för antalet bröstfenstrålar varierade mellan sjöarna med en tendens till högre grad av asymmetri i lakvattenrecipienterna (Molnbyggen och Nedre Vättern) jämfört med referenssjöarna (Ulvsjön och Dagarn), $p=0,007$ (figur 6). Det förelåg dock inga signifikanta skillnader mellan Molnbyggen och Ulvsjön resp. Nedre Vättern och Dagarn, men däremot var skillnaden mellan Nedre Vättern och Ulvsjön signifikant ($p=0,008$). Antalet fenstrålar på bukfenan hos abborre var sex stycken hos samtliga individer utom hos en individ i Molnbyggen och en individ i Dagarn. Detta resulterade i endast liten variation i asymmetri mellan sjöarna och skillnaden var inte signifikant (figur 7).

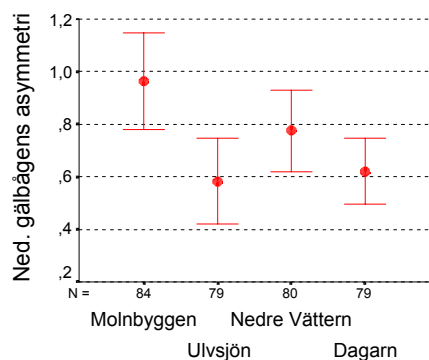


Figur 6. Brösthens asymmetri (utifrån antal fenstrålar) i medeltal $\pm 95\%$ KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

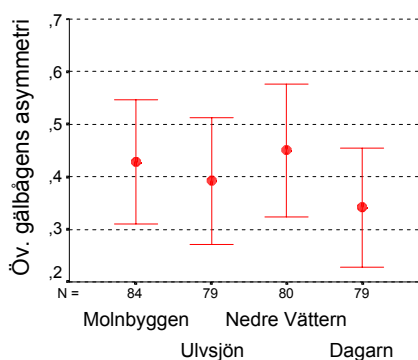


Figur 7. Bukfensens asymmetri (utifrån antal fenstrålar) i medeltal $\pm 95\%$ KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

Antalet gälrfäständer på den nedre gälbågen hos abborre varierade mellan 14-20 stycken i alla sjöarna. Skillnaden mellan höger- och vänstersida varierade mellan sjöarna och visade en högre grad av asymmetri i lakvattenrecipienterna jämfört med referenssjöarna ($p=0,003$), se figur 8. Molnbyggen visade högst asymmetrigrad och var signifikant skild från Ulvsjön ($p=0,004$), samt även från Dagarn ($p=0,012$). Däremot förelåg det ingen signifikant skillnad mellan Nedre Vättern och Dagarn. Antalet gälrfäständer på den övre gälbågen hos abborre varierade mellan 5-10 stycken. Asymmetrin för den övre gälbågen visade samma tendenser som asymmetrin för den nedre gälbågen, men utan signifikanta skillnader (figur 9). Totalt varierade antalet gälrfäständer på hela gälbågen mellan 21-28 stycken i samtliga sjöar. Medelantalet gälrfäständer per gälbåge varierade mellan 25,2-25,8 i sjöarna med de lägsta medelantalen i de två lakvattenrecipienterna.



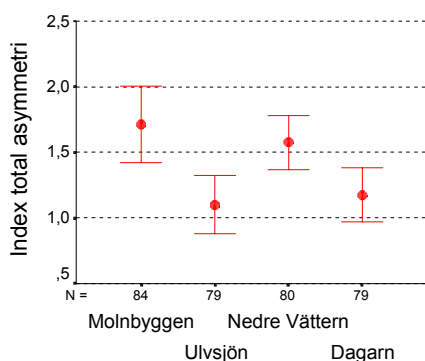
Figur 8. Nedre gälbågens asymmetri (utifrån antal gälrfäständer) i medeltal $\pm 95\%$ KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.



Figur 9. Övre gälbågens asymmetri (utifrån antal gälrfäständer) i medeltal $\pm 95\%$ KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

Indexet över total asymmetri (d.v.s. summerad asymmetri för alla karaktärer) hos abborre pekade på en större asymmetri i sjöarna belägna vid avfallsdeponier än i referenssjöarna ($p=0,000$), se figur 10. Molnbyggen var signifikant skild från både Ulvsjön ($p=0,001$) och Dagarn ($p=0,007$). Skillnaden mellan Nedre Vättern och Dagarn var nära signifikans ($p=0,084$), medan skillnaden mellan Nedre Vättern och Ulvsjön var signifikant ($p=0,025$).

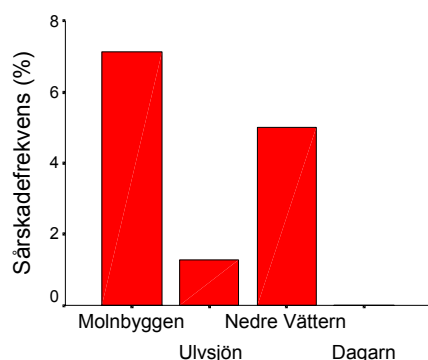
Den fluktuerande asymmetrin för abborre visade inget samband med variation i fiskens ålder eller längd i någon av sjöarna.



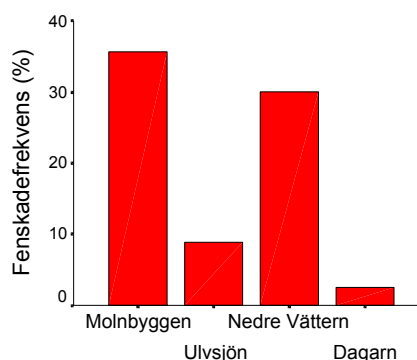
Figur 10. Index över total asymmetri i medeltal $\pm 95\%$ KI hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

3.2.2. Skador

Sårskadefrekvensen hos abborrarna varierade med en tendens till högre grad av sårskador i sjöarna belägna vid avfallsdeponier ($p=0,045$), se figur 11. Vid direkt jämförelse (Post Hoc-test) mellan dessa sjöar och deras referenser förelåg dock inga signifikanta skillnader. Fenskadefrekvensen hos abborrarna var betydligt högre än sårskadefrekvensen i samtliga sjöar och det rådde en signifikant skillnad mellan lakvattenrecipienterna och referenssjöarna ($p=0,000$), se figur 12. Signifikans förelåg även vid direkt jämförelse mellan de två paren av sjöar; Molnbyggen gentemot Ulvsjön ($p=0,000$) och Nedre Vättern gentemot Dagarn ($p=0,000$). Både sår- och fenskadefrekvensen var oberoende av fiskens ålder och storlek.

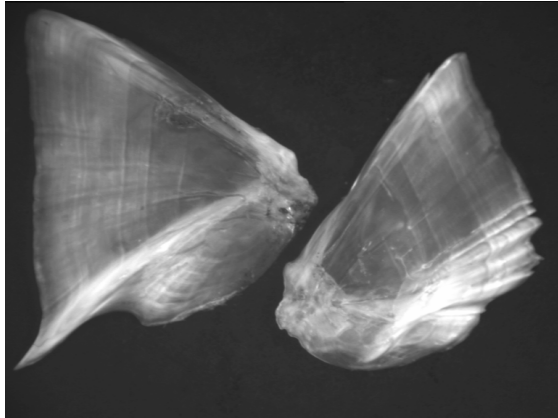


Figur 11. Sårskadefrekvens (%) hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.



Figur 12. Fenskadefrekvens (%) hos abborre i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

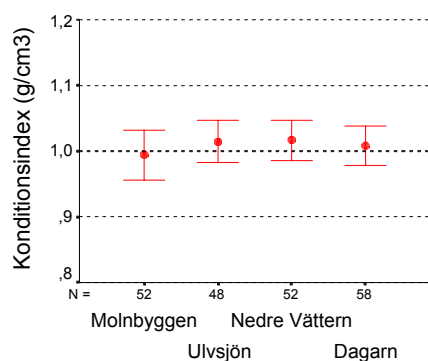
Vid åldersbestämning av de 70 abborrindivider per sjö som provtogs i det ordinarie provfisket uppmärksammades att 4 individer av 70 i Molnbyggen hade ett missbildat gällock (figur 13), vilket är en högre andel än vad som vanligtvis observeras vid åldersbestämning (Reizenstein muntligen 2000). Motsvarande andel i Nedre Vättern var 1 av 71, medan inga abborrindivider i Ulvsjön och Dagarn hade missbildade gällock.



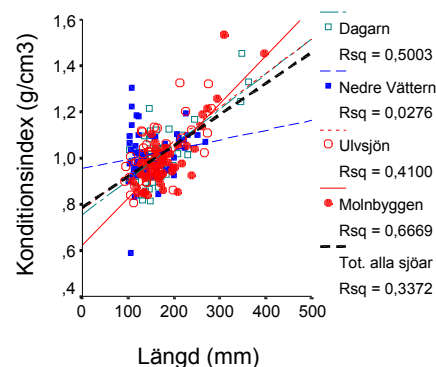
Figur 13. Exempel på ett missbildat gällock hos abborre från Molnbyggen. Det högra gällocket på bilden är förkortat medan det vänstra är normalt. Båda gällocken kommer från samma abborrindivid.

3.2.3. Kondition

Variationen i konditionsindex för abborrhonorna var liten mellan de olika sjöarna (figur 14), och skillnaderna var inte signifikanta. Konditionen hos abborrhonorna var oberoende av ålder, men däremot fanns ett visst samband mellan kondition och fisklängd ($R^2=0,337$, figur 15). Medelvärde för konditionsindexet i sjön påverkas därför av hur stor andel stora och små individer som ingår i analysen. När hänsyn togs till längden hos fiskarna förelåg en signifikant skillnad i konditionsindex mellan sjöarna ($p=0,003$). Abborrhonorna i Molnbyggen hade ett signifikant lägre konditionsindex än abborrhonorna i Ulvsjön ($p=0,001$), Dagarn ($p=0,013$) och Nedre Vättern ($p=0,003$). Konditionsindexet för abborrhonorna i Nedre Vättern tenderade att vara högre än i övriga sjöar, dock inte signifikant.



Figur 14. Konditionsindex (g/cm^3) i medeltal med $\pm 95\%$ KI hos abborrhonor i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

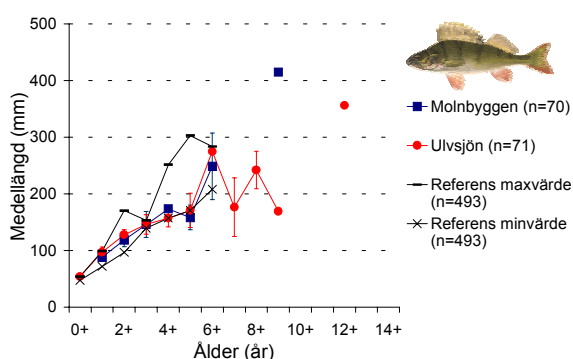


Figur 15. Konditionsindexets variation med fisklängd hos abborrhonor i Molnbyggen (L), Ulvsjön (R), Nedre Vättern (L) och Dagarn (R). L=lakvattenrecipient; R=referens.

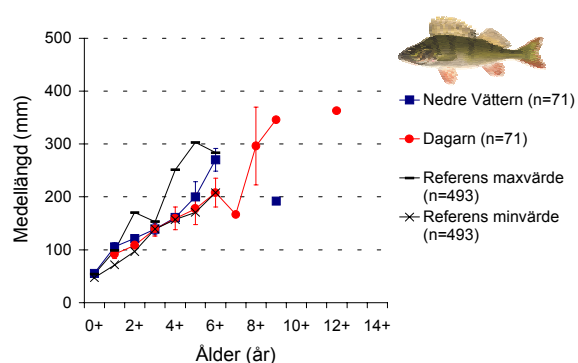
3.2.4. Tillväxt

Tillväxt uttryckt som medellängd vid en viss ålder visade ingen variation mellan abborre i Molnbyggen och Ulvsjön (ANCOVA, $p=0,160$), se figur 16. För abborrar äldre än 6+ utgjordes materialet av för få individer för att resultatet skulle kunna analyseras. Max- resp. minlängder av sjövisa medelvärden för varje årsklass för abborrar från referenssjöarna beskriver den naturliga variationen i parametern och visar att Molnbyggen i huvudsak inte avviker från det förväntade.

Tillväxten för abborre i Nedre Vättern var något högre jämfört med Dagarn för abborrar äldre än 4+ , men det förelåg ingen signifikant skillnad mellan sjöarna (figur 17). Även för dessa sjöar gällde, i likhet med Molnbyggen och Ulvsjön, att materialet utgjordes av få individer äldre än 6+, varvid inga slutsatser kunde dras av detta. Nedre Vättern avvek i stort sett inte från den naturliga variationen.



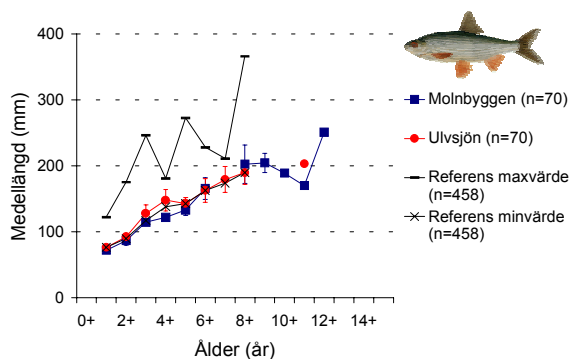
Figur 16. Tillväxt uttryckt som medellängd \pm SD (mm) vid viss ålder (år) hos abborre i Molnbyggen (lakvattenrecipient) och Ulvsjön (referens). Max- och minvärden av sjövisa medelvärden per årsklass för övriga referenssjöar.



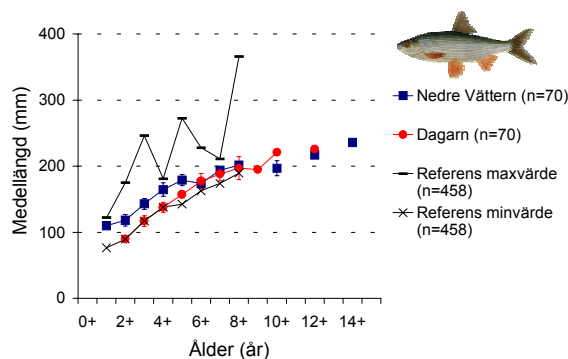
Figur 17. Tillväxt uttryckt som medellängd \pm SD (mm) vid viss ålder (år) hos abborre i Nedre Vättern (lakvattenrecipient) och Dagarn (referens). Max- och minvärden av sjövisa medelvärden per årsklass för övriga referenssjöar.

Tillväxten för mört varierade något mellan Molnbyggen och Ulvsjön med en svag tendens till lägre tillväxt i Molnbyggen för årsklasserna 3+, 4+ och 5+, men skillnaden var inte signifikant (figur 18). Tillväxten i Molnbyggen låg i stort sett inom gränserna för naturlig variation, utifrån max- och minvärden av sjövisa medelvärden i varje årsklass för mört från referenssjöarna. Resultatet för mört äldre än 8+ analyserades inte, eftersom materialet i dessa årsklasser utgjordes av få individer.

Mörtens tillväxt i Nedre Vättern var aningen högre än tillväxten i Dagarn men det förelåg ingen signifikant skillnad. Tillväxten för mört i Nedre Vättern låg huvudsakligen inom den naturliga variationen (figur 19). Även för Nedre Vättern utgjordes materialet för mört äldre än 8+ av ett litet antal individer och analyserades därför inte.



Figur 18. Tillväxt uttryckt som medellängd \pm SD (mm) vid viss ålder (år) hos mört i Molnbyggen (lakvattenrecipient) och Ulvsjön (referens). Max- och minvärden av sjövisa medelvärden per årsklass för övriga referenssjöar.

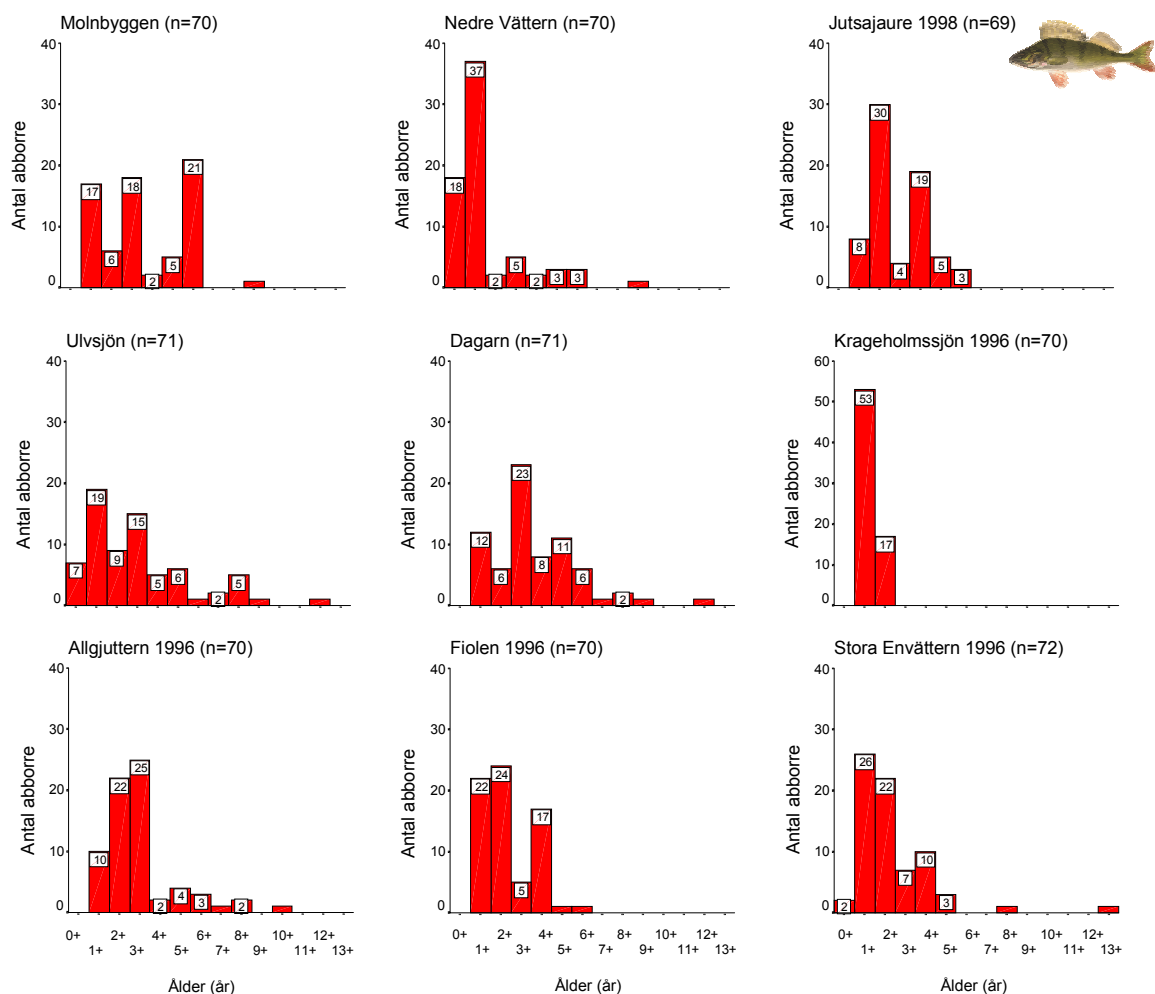


Figur 19. Tillväxt uttryckt som medellängd \pm SD (mm) vid viss ålder (år) hos mört i Nedre Vättern (lakvattenrecipient) och Dagarn (referens). Max- och minvärden av sjövisa medelvärden per årsklass för övriga referenssjöar.

3.3. Populationsnivå

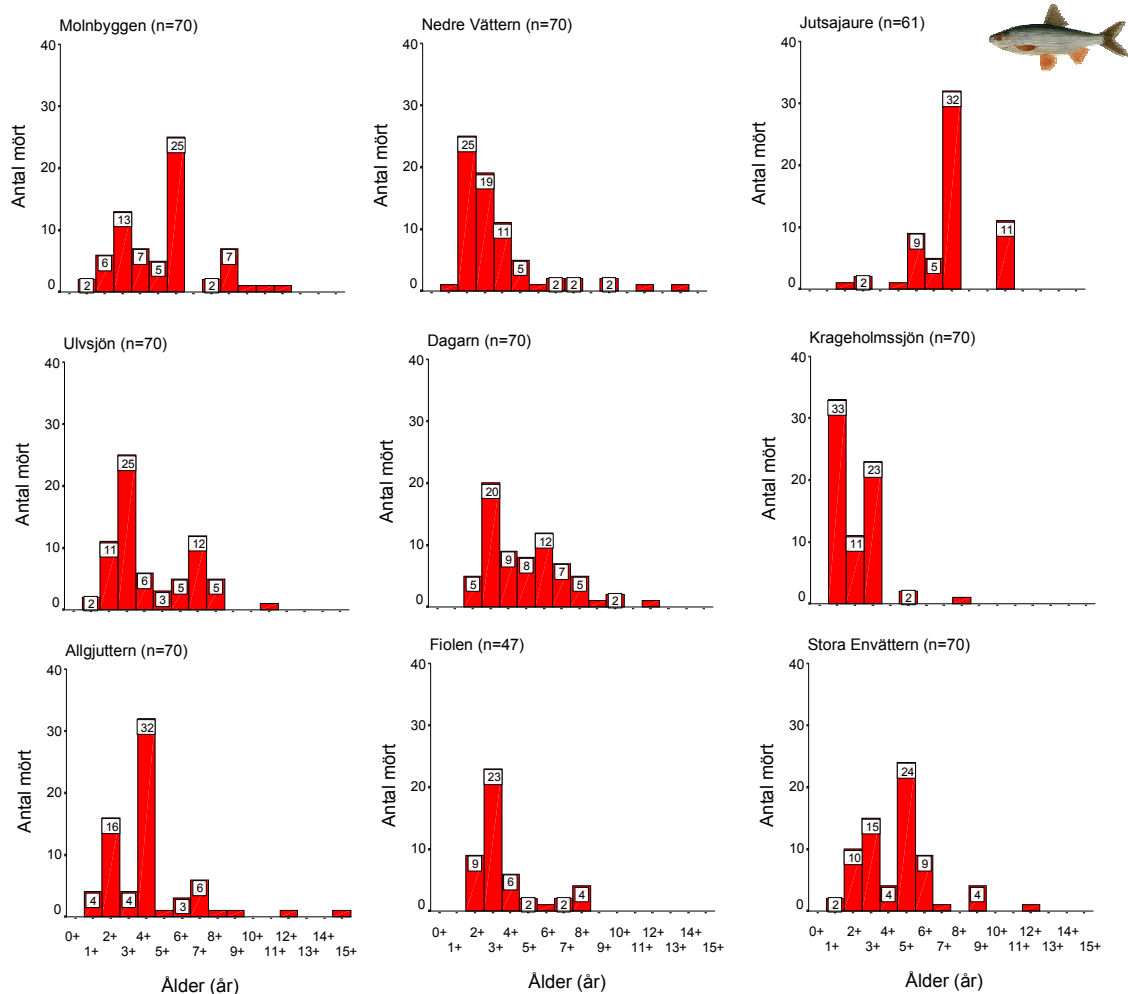
3.3.1. Åldersfördelning

Åldersfördelningarna för provtagna abborrindivider i Molnbyggen och Nedre Vättern skilde sig något från Ulvsjön och Dagarn, men förekomst av unga individer (0+ och 1+) i alla sjöarna tydde på att det inte förelåg några rekryteringsskador (figur 20). I Molnbyggen provtogs endast en abborrindivid äldre än 6+. Även i Nedre Vättern förekom få äldre individer i åldersprovtagningen, men där var däremot årsklasserna 0+ och 1+ starkt representerade. Abborrens åldersfördelning i Ulvsjön och Dagarn var förhållandevis lika och visade en jämnare fördelning än i Molnbyggen och Nedre Vättern. Jämförelse mellan abborrens åldersfördelning i Molnbyggen och Nedre Vättern med övriga referenssjöar visade att lakvattenrecipienternas fördelningar låg inom den naturliga variationen. I alla referenssjöarna förekom få individer äldre än 6+ i åldersprovtagningen, och i referenssjöarna Allgjuttern, Krageholmssjön och Stora Envättern dominerade unga individer.



Figur 20. Åldersfördelningar för abborre uttryckt som antal per åldersklass (år) för lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern samt för alla referenssjöar.

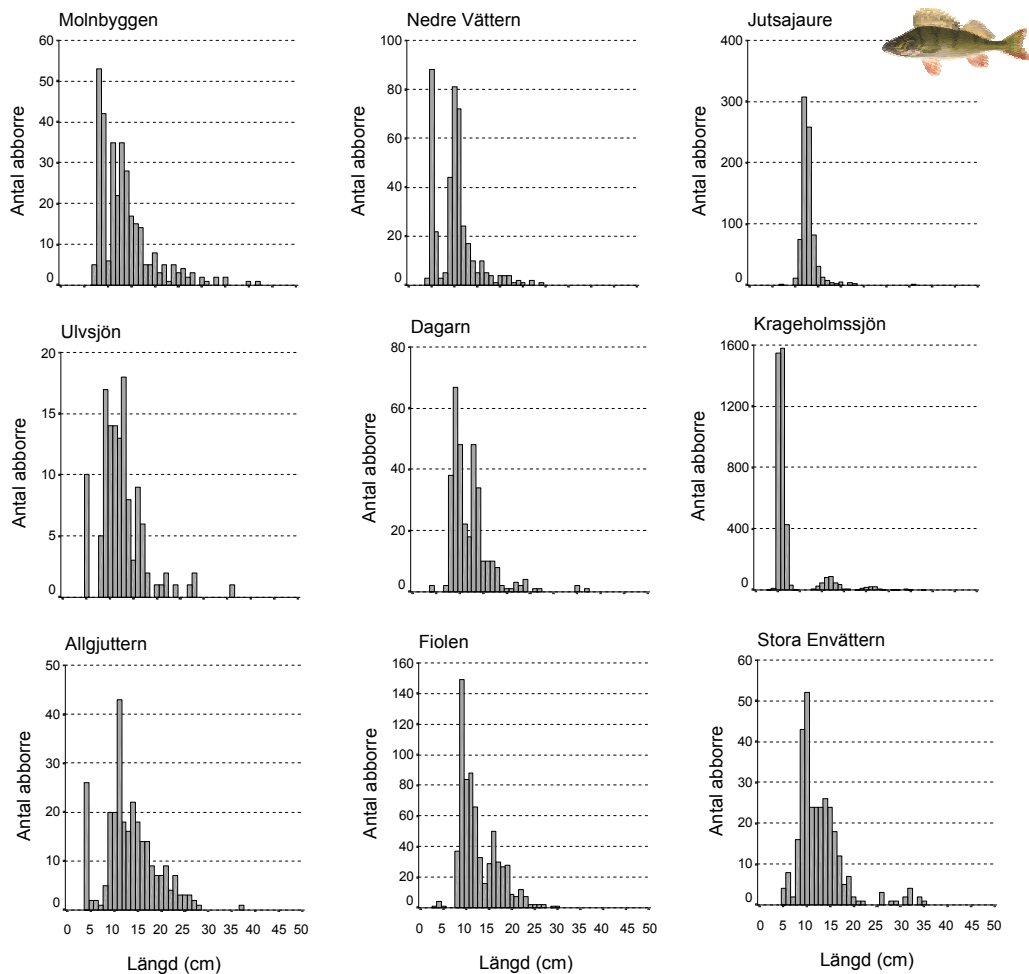
Mörtens åldersfördelning var förhållandevis lika i Nedre Vättern jämfört med Dagarn och även Ulvsjön (figur 21). Fördelningen i Molnbyggen avvek däremot något. Det var relativt många individer som var 6+ i Molnbyggen, vilket var fallet både beträffande mört och abborre (figur 20 och 21). Till skillnad från abborre så fanns äldre individer av mört representerade i Molnbyggen. I alla sjöar verkade rekrytering av mört ske och vid jämförelse av mörtens åldersfördelning mellan Molnbyggen resp. Nedre Vättern och övriga referenssjöar framstod varken Molnbyggen eller Nedre Vättern som avvikande. Liksom i Molnbyggen fanns en lite äldre starkare årsklass även i referenssjöarna Allgjuttern och Stora Envättern. Åldersfördelningen i referenssjön Jutsajaure var något utmärkande med väldigt få unga individer och fler äldre, medan referenssjön Krageholmssjön visade omvänd fördelning.



Figur 21. Åldersfördelningar för mört uttryckt som antal per åldersklass (år) för lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern samt för alla referenssjöar.

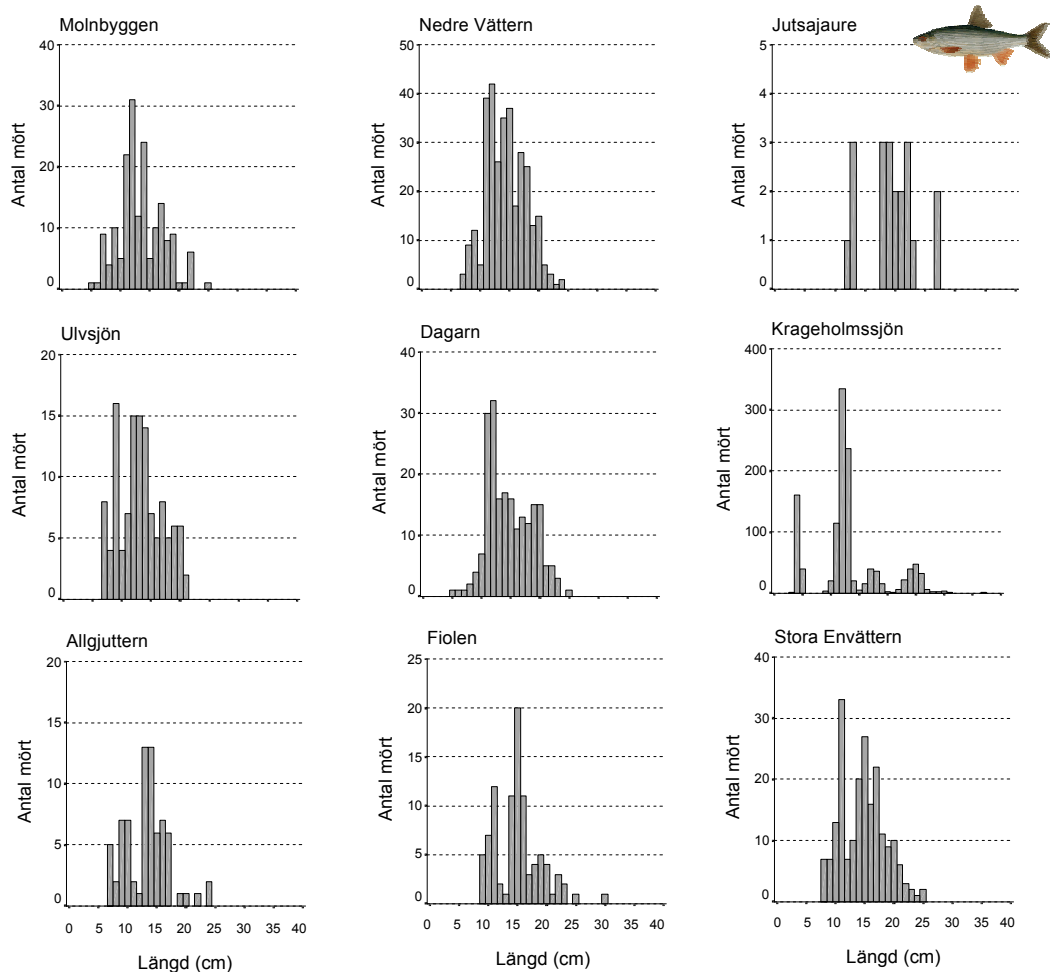
3.3.2. Längdfördelning

Längdfördelningen för abborre i Molnbyggen visade liknande fördelning som abborre i Ulvsjön (figur 22). Även fördelningen i Nedre Vättern följde fördelningen i Dagarn. I alla fyra sjöarna dominerade små individer, men det fanns potentiellt fiskätande abborrar (definierat som individer större än 15 cm) i alla sjöarna. Vid jämförelse av abborrens längdfördelning mellan Molnbyggen och Nedre Vättern med övriga referenssjöar framgick ingen avvikelse från naturlig variation för lakvattenrecipienterna. Längdfördelningarna i referenssjöarna Allgjuttern, Fiolen och Stora Envättern följde längdfördelningarna i såväl referenssjöarna Dagarn och Ulvsjön som lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern. Referenssjöarna Jutsajaure och Krageholmssjön, däremot, visade något avvikande längdfördelningar.



Figur 22. Längdfördelningar för abborre uttryckt som antal vid viss längd (cm) för lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern samt för alla referenssjöar.

Mörtens längdfördelning i Molnbyggen och Nedre Vättern skilde sig inte från varken Ulvsjön eller Dagarn (figur 23). Jämförelse med övriga referenssjöar visade heller ingen avvikelse från naturlig variation. I Jutsajaure och Krageholmssjön förekom något avvikande längdfördelningar jämfört med övriga sjöar. I alla sjöar utgjordes fångsten generellt sett av få små individer av mört.



Figur 23. Längdfördelningar för mört uttryckt som antal vid viss längd (cm) för lakvattenrecipienterna Molnbyggen och Nedre Vättern samt för alla referenssjöar.

3.4. Samhällsnivå

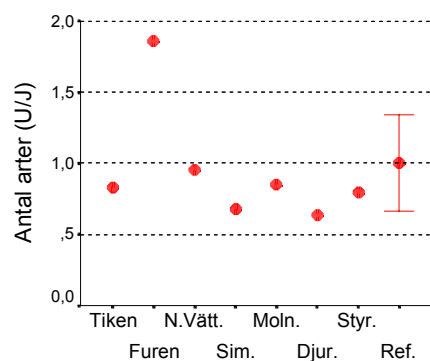
Resultaten för de undersökta variablerna på samhällsnivå redovisas som en kvot mellan uppmätta värden (U), d.v.s. provfiskeresultatet, och jämförvärden (J) för alla sjöar inom deponiprogrammet undantaget Siljan. För referenssjöarna ur den nationella miljöövervakningen har ett medelvärde beräknats utifrån kvoten U/J för de enskilda sjöarna, med vilket sjöarna inom deponiprogrammet jämförs. I tabell 2 redovisas de enskilda värdena, inklusive klasser för bedömning av avvikelse från förväntat (enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet 1999a). Provfiskeresultatet för de olika stationerna i Siljan jämförs endast med varandra.

Tabell 2. Uppmätta värden (d.v.s. provfiskeresultatet), beräknade jämförvärden, kvoten av dessa (U/J), samt klass (enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga karaktärer på samhällsnivå. Tabellens första del visar sjöar inom deponiprogrammet (utom Siljan), medan den andra delen visar referenssjöar inom miljöövervakningsprogrammet. Klass 1 = ingen eller obetydlig avvikelse från förväntat; klass 2 = liten avvikelse; klass 3 = tydlig avvikelse; klass 4 = stor avvikelse; klass 5 = mycket stor avvikelse.

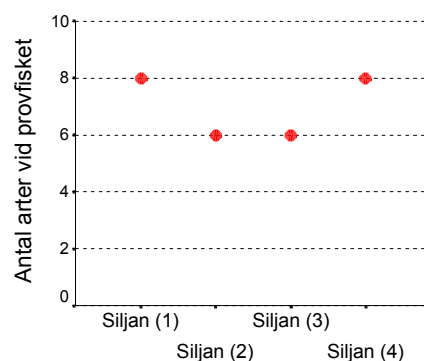
Sjö	Antal arter				Diversitet				Antal individer (per anstr.)				Biomassa (g/anstr.)				Andel fiskätande fisk (%)				Andel karpfisk (%)				Andel syretåliga arter (%)	
	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Jämförvärde	Kvot (U/J)	Klass	Uppmätt värde	Klass
Tiken	7	8,4	0,83	1	0,63	0,60	1,04	1	25,3	23,5	1,08	1	1178	1082,4	1,09	1	45	41	1,11	1	42	36	1,15	2	2	1
Furen	11	5,9	1,86	1	0,82	0,75	1,09	1	90,4	29,7	3,04	4	3079	1648,6	1,87	2	4	29	0,15	5	68	50	1,37	3	13	2
Nedre Vättern	10	10,5	0,96	1	0,72	0,72	1,00	2	23,5	32,3	0,73	1	827,3	1315,9	0,63	2	37	43	0,87	2	46	34	1,36	3		
Simshyttssjön	2	2,9	0,68	2	0,28	0,19	1,49	1	8,9	24,2	0,37	3	722,4	1132,3	0,64	2	25	44	0,58	3	65	33	1,96	5		
Molnbyggen	6	7,0	0,85	1	0,48	0,55	0,87	2	19,8	18,7	1,06	1	646,5	782,4	0,83	1	43	44	0,98	2	21	33	0,65	1		
Djursjön	5	7,8	0,64	2	0,43	0,49	0,87	2	6,1	16,3	0,37	2	181,6	665,8	0,27	4	37	47	0,79	2	31	30	1,05	2		
Styrsjön	5	6,3	0,79	2	0,56	0,49	1,15	1	12,6	19,2	0,65	1	438,4	813,0	0,54	2	29	45	0,65	3	32	31	1,02	2		
Krageholmssjön	6	8,5	0,71	2	0,36	0,55	0,65	3	265,2	43,0	6,16	5	4674	1716,0	2,72	4	29	19	1,48	1	50	61	0,82	1		
Fiolen	4	6,2	0,64	2	0,36	0,42	0,85	2	33,5	22,9	1,46	2	1094	1039,6	1,05	1	48	41	1,15	1	14	36	0,38	1		
Allgjuttern	5	3,9	1,29	1	0,49	0,49	1,00	2	17,8	15,0	1,19	1	838,2	611,3	1,37	1	40	43	0,92	2	9	34	0,28	1		
Stora Envättern	4	5,7	0,71	2	0,43	0,42	1,03	1	35,9	39,9	0,90	1	1359	1589,1	0,86	1	34	40	0,86	2	35	38	0,92	1		
Ulvsjön	8	4,8	1,65	1	0,66	0,65	1,01	1	12,3	16,5	0,75	1	508	674,0	0,75	1	16	45	0,35	4	60	32	1,88	4		
Dagarn	6	6,2	0,97	1	0,53	0,55	0,97	2	25,9	21,4	1,21	1	645,9	940,2	0,69	1	25	44	0,57	3	39	33	1,18	2		
Jutsajaure	4	3,8	1,06	1	0,47	0,42	1,13	1	37,2	13,7	2,72	3	1399	825,9	1,69	2	16	39	0,40	3	5	38	0,12	1		

3.4.1. Antal arter

Antalet arter varierade något mellan de olika sjöarna men endast Furen avvek från referenssjöarnas variation (figur 24). Eventuellt var antalet fångade arter i Djursjön och Simshyttssjön aningen lågt. Skillnaden i antalet fångade arter mellan de fyra stationerna i Siljan var liten (figur 25), och av de arter som inte fångades på alla stationer (lake, stäm och siklöja) erhöles endast sparsamma fångster.



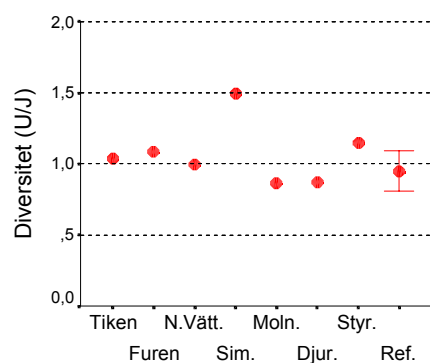
Figur 24. Antalet arter (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshyttssjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrsjön; Ref.=referenssjöar.



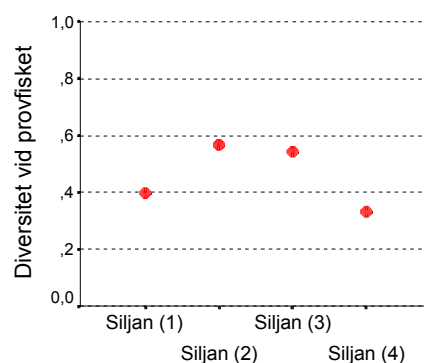
Figur 25. Antalet arter i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.2. Artdiversitet

Artdiversiteten visade viss variation mellan de olika sjöarna (figur 26). Simshyttssjön hade ett högre värde än övriga sjöar och avvek från referenssjöarnas variation. Även Styrsjön låg aningen högre än referenssjöarna. Diversiteten i Siljan var relativt låg och varierade endast lite samt utan mönster mellan de fyra provpunkterna (figur 27).



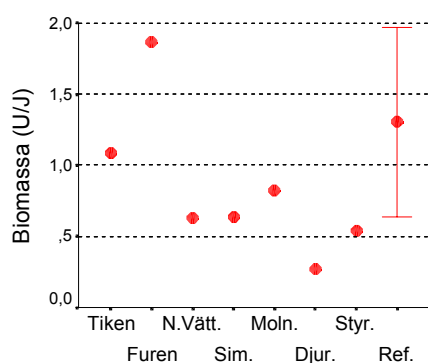
Figur 26. Artdiversitet (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshyttssjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrsjön; Ref.=referenssjöar.



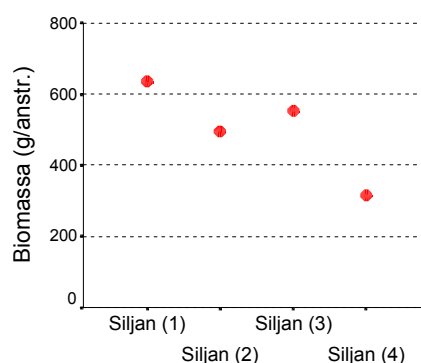
Figur 27. Artdiversitet (Shannon-Wieners H') i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.3. Biomassa

Jämförelse av biomassan mellan de olika sjöarna visade stor spridning, men de flesta sjöarna låg inom referenssjöarnas variation (figur 28). Furen hade en hög biomassa om än inom variationen. Endast Djursjön och Styrnsjön hade lägre värden än referenssjöarnas spridning och därmed något låg biomassa. Biomassan i provfiskefångsten i Siljan varierade något mellan de olika stationerna men var generellt sett låg och skillnaderna mellan stationerna var inte signifikanta (figur 29).



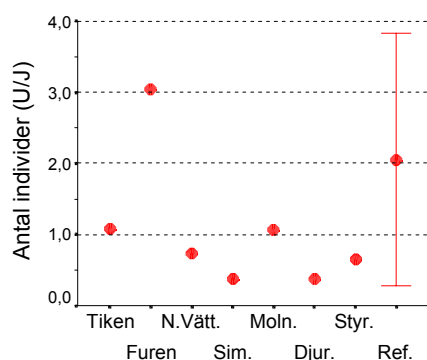
Figur 28. Biomassa (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshytttsjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrnsjön; Ref.=referenssjöar.



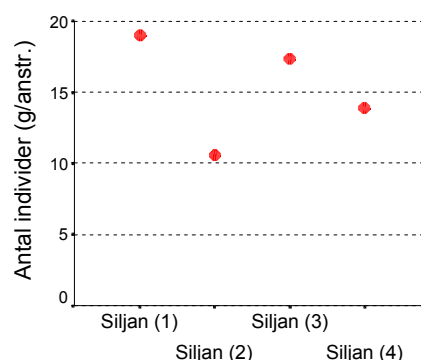
Figur 29. Biomassa (g/ansträngning) i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.4. Antal individer

Antalet fångade individer i sjöarna visade relativt stor spridning, i synnerhet för referenssjöarna, varvid alla sjöar inom deponiprogrammet låg inom referenssjöarnas variation (figur 30). Furen hade dock ett högt antal individer även om det låg inom variationen. Antalet fångade individer i Siljan varierade mellan stationerna, men skillnaderna var inte signifikanta (figur 31).



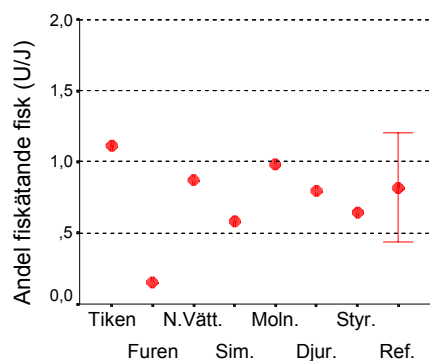
Figur 30. Antalet individer (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshytttsjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrnsjön; Ref.=referenssjöar.



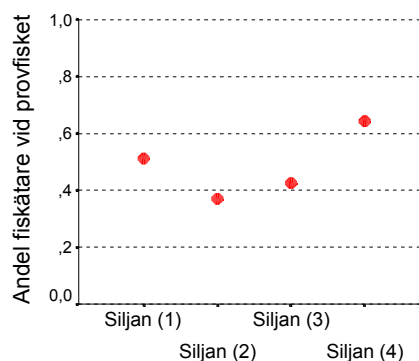
Figur 31. Antalet individer (antal/ansträngning) i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.5. Andel fiskätande fisk

Andel fiskätande abborrfiskar varierade något mellan de olika sjöarna, men samtliga sjöar utom Furen låg inom referenssjöarnas spridning (figur 32). Furen hade en betydligt lägre andel fiskätande fisk än övriga sjöar. Andelen fiskätande fisk i Siljan var relativt hög och varierade något mellan stationerna (figur 33). I vikt dominerades provfiskefångsten av abborre på samtliga fyra stationer i Siljan.



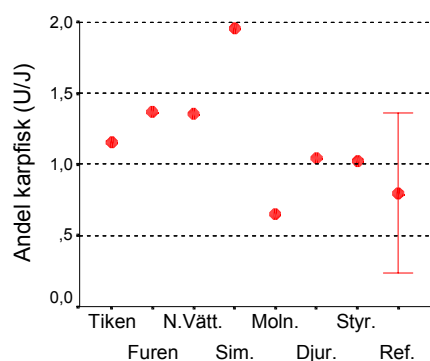
Figur 32. Andel fiskätande abborrfiskar (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshyttisjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrsjön; Ref.=referenssjöar.



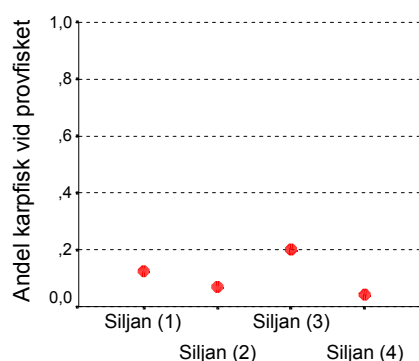
Figur 33. Andel fiskätande abborrfiskar (vikt av totalfångst) i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.6. Andel karpfisk

Andelen karpfisk visade stor variation mellan sjöarna (figur 34). Simshyttisjön, samt eventuellt även Furen och Nedre Vättern, avvek med högre värden än referenssjöarnas variation. Andelen karpfisk i provfiskefångsten i Siljan var relativt sett låg och varierade inte nämnvärt mellan stationerna (figur 35).



Figur 34. Andel karpfisk (uppmätt värde (U) genom jämförvärde (J) enligt Naturvårdsverket 1999a), för samtliga sjöar utom Siljan. Medelvärde $\pm 95\%$ KI för referenssjöarna. N.Vätt.=Nedre Vättern; Sim.=Simshyttisjön; Moln.=Molnbyggen; Djur.=Djursjön; Styr.=Styrsjön; Ref.=referenssjöar.



Figur 35. Andel karpfisk (vikt av totalfångst) i provfiskefångsten vid de fyra stationerna i Siljan.

3.4.7. Indikation på syrebrist

Indikation på syrebrist, uttryckt som andelen fiskarter tåliga mot låga syrgashalter, uppvisades endast i två sjöar av alla sjöar i denna studie varav båda är belägna nära avfallsdeponier. I Tiken var andelen 0,02 och i Furen var andelen 0,13.

4. DISKUSSION

4.1. Organnivå

Leversomatiskt index (LSI) visade stor variation mellan sjöarna, dock utan något uppenbart mönster. Molnbyggen hade ett högre LSI än referenssjön Ulvsjön, medan Nedre Vättern hade ett betydligt lägre LSI än referenssjön Dagarn. Variationen är svårtolkad och det går inte att dra några slutsatser om föroreningspåverkan utifrån LSI-värdena. Möjligen har resultatet påverkats av svårigheten att dissekera ut hela levern utan att skada denna, i synnerhet för små individer och i slutet av dagen då relativt lång tid förflutit sedan fisken plockades ur näten.

Inte heller Linderoth *et al.* (2000) fann några trender beträffande LSI hos abborre i Molnbyggen och Nedre Vättern under sin provtagning sommaren 1999. LSI kan såväl öka som minska vid föroreningsexponering beroende på typ av förorening. Storleken på levern kan öka p.g.a. induktion av försvarszymer i levern som metaboliserar miljögiften (Linderoth *et al.* 2000). Interaktionen med ett miljögift kan också öka fettinlagringen (lipidinhållet) i levern, eftersom detoxifiering genom lagring åtminstone för organiska ämnen kan ske som fettinkorporering (Noaksson *et al.* 1997). Om miljögiften har hormonell verkan kan även en ökad produktion av t.ex. vitellogenin (äggprotein) ske i levern (Linderoth *et al.* 2000). En minskning av levervikten hos fisk är också möjlig p.g.a. exponering för miljögift och beror då oftast på mer akuttoxisk exponering, d.v.s. plötsliga höga halter (Noaksson *et al.* 1997). En oförändrad levervikt, trots exponering för främmande ämnen, kan bero på att vid långvarig exponering (åtminstone för metaller) verkar levern ha förmåga att återgå från reducerad till normal storlek (Bengtsson & Larsson 1986).

Ökning av LSI hos fisk har setts hos bl.a. dvärgmal (*Ameiurus nebulosus*) i en f.d. kokspåverkad flod i USA (McFarland *et al.* 1999) och hos abborre utanför pappersbruk i Sverige (Andersson *et al.* 1988). En minskning i LSI har observerats hos tilapia (*Oreochromis (Sarotherodon) mossambicus*) efter exponering för aromatiska kolväten (Dangé 1986). Bengtsson & Larsson (1986) såg ingen förändring i LSI hos simpa (*Myoxocephalus quadricornis*) efter långtidsexponering för metaller.

Orsaken till variationen i LSI i denna studie är oklar och vidare studier förordas därför. Leif Norrgren (Institutionen för patologi vid SLU i Uppsala) bedriver pågående studier av histologiska snitt av abborrlevar från bl.a. Molnbyggen, Nedre Vättern, Ulvsjön och Dagarn för att studera eventuella avvikelser i cellstruktur p.g.a. lakvattenpåverkan.

4.2. Individnivå

Det tycks föreligga ett samband mellan fluktuerande asymmetri och miljöpåverkan i form av lakvatten från avfallsdeponier, då indexet över den totala fluktuerande asymmetrin var högre i lakvattenrecipienterna jämfört med referenssjöarna. De enskilda asymmetrikaraktärerna visade också detta mönster, om än signifikant bara för antalet fenstrålar på bröstfenan och antalet gälräfständer på den nedre gälbågen. Högre grad av asymmetri hos fisk till följd av föroreningspåverkan har även setts av bl.a. Valentine *et al.* (1973) vid fältundersökning av flertalet bilaterala karaktärer (bl.a. fenstrålar och antal gälräfständer) hos *Paralabrax nebulifer*, *Leuresthes tenuis* och *Amphistichus argenteus*. Øxnevad *et al.* (1995) fann skillnader i index för total fluktuerande asymmetri hos abborre i sura aluminiumrika sjöar, även om inte alla undersökta karaktärer varierade signifikant. Även laboratorieförsök där fisk har exponerats för föroreningar har resulterat i fluktuerande asymmetri, t.ex. antalet bröstfenstrålar hos *Leuresthes tenuis* p.g.a. exponering för DDT (Valentine & Soulé 1973).

Det är dock inte alla studier som stödjer hypotesen om att exponering för föroreningar leder till högre grad av asymmetri. Exponering av harr (*Thymallus thymallus*) för metylkvicksilver under utvecklingen resulterade inte i fluktuerande asymmetri (Vøllestad *et al.* 1998). Bengtsson *et al.* (1985) fann endast samband mellan asymmetri och föroreningspåverkan för någon enstaka av flertalet undersökta karaktärer hos simpa utanför Rönnskärsverken. Trots att studier gjorts för flera fiskarter är det svårt att bedöma hur stor del av upptäckt asymmetri som förklaras av naturlig variation.

Ett problem med undersökningen av fluktuerande asymmetri är svårigheten att räkna och bedöma de olika karaktärerna korrekt och konsekvent. Hubert & Alexander (1995) ifrågasätter användbarheten av fluktuerande asymmetri eftersom de fann låg överensstämmelse mellan olika räkningar, av bl.a. antal fenstrålar och antal gälräfständer, utförda dels av samma person och dels av olika personer. Såväl små fenstrålar i fenornas ytterkanter som små gälräfständer i ytterkanterna på gälbågarna är ibland svåra att upptäcka. Denna erfarenhet gjordes även under denna studie. Färgning av brosk- och benstrukturer skulle antagligen underlätta räkningen (Campbell 1997).

Valet av de studerade asymmetrikaraktärerna baserades på litteraturuppgifter. Syftet med en uppdelning av gälbågen i en övre och en nedre del har inte framgått men bör ändå övervägas. Sett ur ett ekologiskt perspektiv borde det totala antalet gälräfständer på hela gälbågen vara mer relevant att studera. Beräkning av index för total asymmetri vid delad resp. odelad gälbåge visar samma mönster i denna studie, d.v.s. signifikans föreligger mellan samma sjöar oberoende av beräkningssätt.

Antalet gälräfständer per gälbåge varierar eventuellt mellan olika fiskpopulationer och habitat. Det finns hypoteser om att antalet gälräfständer hos abborre varierar beroende på födoval och därmed skulle kunna spegla om abborren är planktonätare, bottenfaunaätare eller fiskätare. Antalet gälräfständer hos abborre verkar vara färre vid en högre biomassa av planktonätande fisk och skulle därigenom indikera att abborren är bottendjurätare (Hjelm *et al.* 2000). Huruvida detta har betydelse för den fluktuerande asymmetrin är osäkert. Oberoende av födoval (och därmed totalantal gälräfständer) så borde antalet tänder vara lika många på höger- och vänstersida hos fisken, med undantag för viss grad av naturlig variation, och därför inte ge någon effekt i asymmetri. Medelantalet gälräfständer per gälbåge varierade mellan 25,2-25,8 i de undersökta sjöarna. De två lakvattenrecipienterna hade ett något lägre

medelantal än referenssjöarna. Detta tolkas inte som en genotypisk eller fenotypisk skillnad p.g.a. habitat utan snarare som en effekt av skillnaden i asymmetri, eftersom en högre grad av asymmetri ger ett färre antal gälräfständer på den gälbågen.

Ett samband mellan föroreningspåverkan och graden av asymmetri gör fluktuerande asymmetri till ett intressant mått för bedömning av subletala effekter på organismer och utgör därigenom en viktig varningssignal för att effekter kan uppkomma även i större skala. Hechter *et al.* (2000) har funnit ett samband mellan fluktuerande asymmetri för bröstfenan och fekunditeten hos spigg (*Culaea inconstans*), genom att honor med symmetriskt antal bröstfensstrålar producerade ca 15 % fler ägg per kull än honor med olika antal bröstfensstrålar. Könorganen hos symmetriska honor var dessutom ca 6,5 % tyngre än hos asymmetriska honor. Om liknande samband kan hittas, och även kopplas till föroreningspåverkan, skulle fluktuerande asymmetri eventuellt kunna bli ett användbart redskap inom miljöövervakningen.

Skadefrekvenserna av såväl sår- som fensskador, samt missbildade gällock, var högre i lakvattenrecipienterna jämfört med referenssjöarna. Föroreningar diskuteras som orsak till olika typer av fiskskador, t.ex. fenerosion, sår och deformationer, men det kan vara svårt att bevisa sambanden, ofta p.g.a. osäkerheter om graden av förorening (Lindesjö & Thulin 1990). Både sår och fenerosion har dock noterats hos regnbåge p.g.a. PCB-kontaminerat sediment i Järnsjön (Blom *et al.* 1998). Eroderade fenor samt krokiga och förtjockade fenstrålar har setts hos abborre och gärs vid pappersbruk (Lindesjö & Thulin 1990).

Skador på fisk påträffas även i sjöar som inte är påverkade av någon lokal miljöstörning, där det kan vara svårt att härleda orsaken till skadan. Under Fiskeriverkets provfiske sommaren 2000 noterades skador i flera opåverkade sjöar, varav sårskadorna ibland låg i samma storleksordning som sårskadorna i Molnbyggen och Nedre Vättern (Dahlberg 2001). Vad som ska betraktas som avvikande och anmärkningsvärt är inte entydigt och bör övervägas. En annan svårighet med skadebedömning är att det utgör ett subjektivt mått. I synnerhet fensskador är svårgraderade eftersom det sker en successiv övergång från frisk till skadad fena, och det blir därmed svårt att dra gränsen för vad som ska bedömas som skada eller inte.

Missbildade gällock observerades vid åldersbestämningen av abborre från Molnbyggen och Nedre Vättern. Gällocken utgörs av benstruktur och bör därför kunna ha visst samband med variationen i asymmetri, eftersom dessa iakttagna karaktärer också är benstrukturer. Samma eller liknande bakomliggande mekanismer bör kunna påverka variationer och missbildningar i olika typer av benstrukturer hos fisken. Effekter på benstrukturer hos fisk av föroreningar har setts av flertalet, och kan bl.a. bero på att både klorerade kolväten och tungmetaller kan interagera med kalciummetabolismen som är fundamental för skelettuppbyggnaden (Bengtsson *et al.* 1985; Karås *et al.* 1991; Gassman *et al.* 1994; Norcross *et al.* 1996).

Jämförelse av konditionsindexet för abborrhonorna mellan sjöarna visade ingen variation, men när hänsyn togs till längden hos fisken tydliggjordes variationer i kondition mellan sjöarna. Att konditionsindexet har ett samband med längden hos abborrarna beror troligen bl.a. på att större abborrar tenderar att ha en högre kroppsform. Detta verkar även ha ett samband med skifte av födoval (Hjelm 2000).

Abborrhonorna tycks ha en lägre kondition i Molnbyggen än i övriga sjöar, vilket eventuellt kan ha ett samband med föroreningspåverkan. Konditionsindexet som mått har dock kritiserats bl.a. på grund av att det inte är tillräckligt känsligt utan ofta visar stora variationer

(Weatherley 1972). Det påverkas bl.a. av faktorer som är av betydelse för kroppsvikten, t.ex. matsmältningskanalens fyllnadsgrad, könsorganens utveckling och fiskens kroppsform (Le Cren 1951; Weatherley 1972). Förutom att kroppsformen varierar med fiskens längd och födoval är den också beroende av habitat och tillväxthastighet (Hjelm 2000). Sannolikt är det olika fördelaktigt i olika situationer att ha en hög resp. låg kroppsform (Hjelm 2000). På grund av osäkerheter beträffande konditionsindexet som mått kan inte slutsatsen dras att en lägre kondition i Molnbyggen är avhängig lakvattenpåverkan.

Detta gäller även konditionsindexet i Nedre Vättern, som var något högre än i övriga sjöar. Något ämne från avfallsdeponin skulle eventuellt kunna ha en stimulerande effekt på fisken, vilket bl.a. setts genom ökad tillväxt och kondition hos abborre utanför pappersbruk (Sandström *et al.* 1988; Sandström 1996). Utsläpp från pappersbruk har dock oftast en eutrofierande effekt p.g.a. en hög organisk halt (Sandström *et al.* 1991), vilket kan orsaka tillväxtstimuleringen. En annan tänkbar orsak till högre kondition i Nedre Vättern är att sjön provfiskades sist av de fyra sjöarna och årstiden är väsentlig för framförallt gonadernas utveckling (Le Cren 1951). Längre utvecklade gonader kan ha gett en högre individuell kroppsvikt i Nedre Vättern, vilket resulterar i ett högre konditionsindex. För att minimera denna felkälla hade den somatiska kroppsvikten kunnat användas (Sandström 1994). En möjlig förklaring till högre kondition i Nedre Vättern är också att det finns gös i sjön som sannolikt utgör ett predationstryck på abborre (Rundberg 1977), vilket understryks av att få stora abborrindivider finns representerade i längdfördelningen. Detta påverkar troligen inomartskonkurrensen hos abborre genom att det finns utrymme för de individer som överlever att växa, ett samband som åtminstone setts beträffande predationstryck på mört (Persson *et al.* 1991). Såväl mörttillväxten som tillväxten för abborre äldre än 4+ var något högre i Nedre Vättern jämfört med Dagarn och skulle kunna förklaras av minskad inomartskonkurrens för båda dessa arter till följd av predationen från gös.

Tillväxten för abborre och mört i Molnbyggen visade inga tecken på att vara varken stimulerad eller hämmad till följd av en eventuell lakvattenexponering. Tillväxten styrs av bl.a. temperatur, födoförhållanden och reproduktion (Sandström 1996). Längd-ålderssambanden påverkas därför av mellanårsvariationer i dessa grundförutsättningar för tillväxt, vilket gör att det krävs en långtidsexponering för föroreningar för att se en respons i tillväxten (Sandström 1996).

4.3. Populationsnivå

De variationer som noterades i ålders- och längdfördelningarna för abborre och mört i Molnbyggen och Nedre Vättern låg inom den naturliga, vilket framgick vid jämförelse med referenssjöarna. Fördelningarna visade att det fanns unga resp. små individer av både abborre och mört såväl i lakvattenrecipienter som i referenssjöar, varvid rekrytering förekommer i alla sjöar. Endast få individer av små mörtar förekom i provfisket i nästan alla sjöar. Detta beror på att små mört är svårfångade med översiktsnät och därmed inte fångas i representativ mängd vid ett provfiske (Kurkilahti 1999). De fångas dock i så stor utsträckning att rekryteringen kan bedömas som normal.

I Molnbyggen ingick endast en abborrindivid äldre än 6+ i åldersprovtagningen, vilket skulle kunna indikera hög dödlighet hos äldre abborrar. Även vid Fiskeriverkets provfisket 1999 i Molnbyggen saknades äldre abborrar i fångsten (Appelberg *et al.* 2000). Av mört finns

däremot äldre individer representerade så om sjön har varit påverkad tidigare har inte mört drabbats lika allvarligt som abborre.

I Nedre Vättern förelåg en tydlig dominans av små och unga individer såväl av abborre som av mört. Äldre individer förekom endast i liten utsträckning i åldersprovtagningen. Detta skulle kunna orsakas av hög dödlighet till följd av en eventuell miljöpåverkan, men kan också bero på predation från gös (Rundberg 1977). I andra sjöar (bl.a. Tiken som ingår i denna studie) har liknande effekter setts (Dahlberg 2001).

Starka årsklasser åtminstone av abborre styrs till stor del av temperaturen (Kipling 1976). I t.ex. Molnbyggen var antalet individer som var 6+ relativt många av både abborre och mört, vilket troligen beror på att 1994 var ett varmt år. Att åldersfördelningen av framförallt mört i referenssjön Jutsajaure var något utmärkande med väldigt få unga individer och fler äldre kan bero på att sjön är belägen så långt norrut att en låg medeltemperatur sällan ger starka årsklasser. Krageholmssjöns ålders- och längdfördelningar för både mört och abborre visade omvänd trend mot Jutsajaure. Ett näringsrikt tillstånd ger hög produktion och därmed många små individer (Appelberg *et al.* 1999).

4.4. Samhällsnivå

En av lakvattenrecipienterna (Furen) visade en tydlig avvikelse gentemot övriga sjöar med en hög biomassa samt ett stort antal arter och individer. Provfiskefångsten dominerades av karpfisk och andelen rovfiskar var låg. Sutare förekom i fångsten, vilket ger en indikation på att låg syrgashalt kan uppträda i sjön. Denna typ av fisksamhälle är vanligt i näringsrika sjöar (Leach *et al.* 1977; Persson *et al.* 1991), och är sannolikt en följd av att Furen är näringsberikad. I Heligeåns inlopp i sjön Salen (någon kilometer nedströms Furen) varierar halten totalkväve mellan 700-950 µg/l och halten totalfosfor mellan 20-45 µg/l över året (ALcontrol 1999), vilket indikerar höga halter enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder (1999a). Hög näringshalt i Furen kan eventuellt bero på läckage av framförallt kväve från avfallsdeponin i Häringetorp. Enligt Dave & Nilsson (2000) står ammoniak för merparten av toxiciteten i lakvatten från avfallsupplag och halten ammoniak (ammonium) kan därmed vara hög i lakvattnet. Ett näringsrikt tillstånd i sjöar härrör dock även från andra lokala källor och omfattande undersökningar måste genomföras för att kunna utesluta näringstillförsel från sådana källor (t.ex. jordbruk och reningsverk). Hela Mörrumsåns vattensystem som Furen tillhör är näringsberikat (ALcontrol 1999).

Simshyttjsjön visade också viss avvikelse från övriga sjöar. Antalet fångade arter och individer var få och utgjordes endast av abborre och mört. Mört dominerade tydligt fångsten i vikt. Ett artfattigt fisksamhälle med låg fiskproduktion är vanligt i små och humösa skogssjöar. Endast en liten sjövolym är då tillgänglig som livsutrymme för fisken och fisksamhället ges då ingen möjlighet att bli stort och variationsrikt (Dahlberg 2001). Även provfiskefångsterna i deponiprogrammets referenssjöar Djursjön och Styrnsjön var relativt små. Detta beror troligtvis på att sjöarna är relativt näringsfattiga och därmed har en låg primärproduktion, vilket oftast även resulterar i låg fiskproduktion (Leach *et al.* 1987). Samma tendens syntes även för provfiskefångsten i Siljan.

Fisksamhällena i lakvattenrecipienterna Tiken, Molnbyggen och Nedre Vättern visade inga tydliga avvikelser vid jämförelse med övriga sjöar. Eventuellt hade Nedre Vättern en något hög andel karpfisk vilket möjligen kan förklaras av att sjön är aningen näringsrik. Åtminstone

fosforhalterna uppgick till höga halter under sommaren 2000 (37 µg/l vid botten, ALcontrol 2000). Mörtfisk gynnas av en god näringstillgång, vilket även belystes för sjön Furen ovan (Leach *et al.* 1977; Persson *et al.* 1991).

Medelvärdet för antalet individer i referenssjöarna var högt och visade även stor variation. Detta kan troligtvis förklaras av att ett mycket högt antal individer fångades vid provfisket i Krageholmssjön, vilket ger genomslag i medelvärdet.

5. SLUTSATSER

Det framgår inga tydliga samband mellan olika effekter på olika organisationsnivåer. Om en miljöpåverkan i form av lakvatten från avfallsdeponier äger rum i de studerade sjöarna är den inte så stark att det ger genomslag till hög biologisk organisationsnivå (d.v.s. populations- och samhällsnivå). Resultatet på dessa nivåer stämmer väl överens med det förväntade och ingen större avvikelse förekommer gentemot referenssjöarna. På de lägre organisationsnivåerna (organ- och individnivå) förekommer däremot effekter i form av högre grad av asymmetri och högre skadefrekvens i de två lakvattenrecipienter där dessa parametrar studerats (Molnbyggen och Nedre Vättern). Både beträffande asymmetri och skadefrekvens är dock kunskapen om naturlig variation liten och vidare studier behövs för att kunna dra säkra slutsatser om sambanden med föroreningspåverkan.

I en av sjöarna (Furen) syns påverkan på samhällsnivå som liknar effekter vid näringsrika förhållanden. Detta skulle kunna orsakas av hög näringshalt, framförallt ammoniak eller ammonium (Dave & Nilsson 2000), i lakvatten från den närbelägna avfallsdeponin men det går inte att utesluta även andra källor till näringstillförsel. Hög näringshalt påverkar populations- och samhällsnivån i form av förändrad artsammansättning och dominans till fördel för karpfisk (Leach *et al.* 1977; Persson *et al.* 1991), men ger i regel inga effekter på lägre organisationsnivåer (Appelberg *et al.* 1999).

Trots osäkerheter utgör mer direkta effekter på de lägre organisationsnivåerna viktiga varningssignaler om att effekter även kan uppkomma i större skala på högre organisationsnivåer. Föroreningseffekter på populations- och samhällsnivå är svårare att upptäcka och särskilja från variation i naturliga variabler eftersom störningar på dessa nivåer främst yttrar sig som strukturella förändringar i populationen eller hela fisksamhället, t.ex. förändrad artsammansättning (Sibly 1994). När effekter väl upptäcks på dessa nivåer är de dock oftast redan långt gångna och det kan vara för sent att vidta åtgärder (Attrill & Depledge 1997). För att upptäcka effekter på hög organisationsnivå krävs i de flesta fall antingen att störningen är stor (d.v.s. ett punktutsläpp eller en katastrofolycka), eller att gradvisa effekter observeras under lång tid (flera generationer) om det är en diffus kronisk störning (Hawkins *et al.* 1994; Sibly 1994). Kunskap om rumsliga och tidsmässiga variationer är därför viktiga och här utgör miljöövervakning ett viktigt verktyg (Attrill & Depledge 1997).

Identifiering av biomarkörer i form av biologiska effektvariabler är viktiga för att upptäcka miljöpåverkan på tidig nivå och bör vara väl definierade inom miljöövervakningen (Naturvårdsverket 1999b). Det är viktigt att alla nivåer av biologisk organisation omfattas, från cellnivå upp till ekosystemnivå, eftersom olika processer verkar på olika nivåer och sannolikt inte ger upphov till effekter vid samma tidpunkt (Depledge 1999). Effekter på lägre nivåer är av mer toxisk karaktär och uppstår vanligtvis i direkt samband med exponeringen (Adams *et al.* 1993). Den påverkan detta kan orsaka på högre nivåer utgörs främst av strukturella förändringar vilka uttrycks inom en tidsskala av generationer (Sibly 1994). Alla former av miljöpåverkan ger inte heller upphov till effekter på alla organisationsnivåer varför olika markörer som tillsammans beskriver helheten således är relevant för övervakning av ett ekosystems hälsotillstånd (Sandström 1996; Depledge 1999; O'Neill 1999). Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (1999a) utgör ett väsentligt instrument i detta sammanhang och bör utvecklas i samband med identifiering av nya effektiva bioindikatorer.

6. ERKÄNNANDEN

Jag vill rikta ett stort tack till Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium på Drottningholm, varav endel personer är värda att framhållas speciellt:

Magnus Appelberg för god handledning, stor kunskap, konstruktiv kritik, idéer och förmåga att entusiasmera.

Provfiskarna Fredrik Bergman & Magnus Dahlberg, Anders Asp & Anders Engstrand, Ulrika Beier & Carin Ångström, Olof Filipsson, Björn Ardestam och Patrik Bohman utan vilkas ovärderliga hjälp detta arbete inte hade varit möjligt. Ett särskilt tack till Fredrik & Magnus för aktivt deltagande i min metodutveckling.

Magnus Dahlberg för allomfattande hjälp rörande alltifrån praktiska till teoretiska frågor.

Maja Reizenstein och Carin Ångström för åldersbestämning och ”assistans i labbet”.

Extratack till Maja för identifiering av missbildade gällock och hjälp med databehandling, och till Carin för lån av arbetsrum.

Ulrika Beier, Kerstin Holmgren, Torolf Lindström och Eva Sers för hjälp med litteratur. Till Kerstin och Ulrika även tack för hjälp med statistik, granskning m.m.

Henrik C Andersson för kurs i könsbestämning, Olof Filipsson för praktiska fältfrågor m.m., Anders Kinnerbäck för hjälp med kartor och Anders Jonsson för datorsupport.

Jag vill dessutom tacka Per-Erik Lingdell på Limnodata HB i Skinnskatteberg, Rajli Gustavsson på Tekniska kontoret i Skinnskattebergs kommun, Sven-Erik Andersson på reningsverket i Skinnskatteberg, Elisabet Hilding på ALcontrol i Linköping, Tomas Skymning på Miljökontoret i Sätters kommun och Björn Theorin på Länsstyrelsen i Kronobergs län för hjälp med material i olika former.

7. REFERENSER

Skriftliga källor

- Adams, S.M., Greeley, M.S. Jr. och Shugart, L.R. 1993. *Abstract*: Response of fish to pollutant stress: Evaluating the relative importance of direct and indirect mechanisms. Ur: Response of marine organisms to pollutants, part 2 (Ed. Stegeman, J.J., Moore, M.N. och Hahn, M.E.). Marine Environmental Research London. Vol. 35:228-229.
- ALcontrol. 1999. Recipientkontroll i Mörrumsån. ALcontrol Växjö.
- ALcontrol. 2000. Recipientkontroll i Hedströmmen. ALcontrol Linköping.
- Allenbach, D.M., Sullivan, K.B. och Lydy, M.J. 1999. Higher fluctuating asymmetry as a measure of susceptibility to pesticides in fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(5):899-905.
- Andersson, T., Förlin, L., Härdig, J. och Larsson, Å. 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1525-1536.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket Information* 2000:1. 27 s.
- Appelberg, M., Bergquist, B. och Degerman, E. 1999. *Fisk. Ur: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 – Biologiska parametrar* (Ed. Wiederholm, T.). Naturvårdsverket Rapport 4921:167-239.
- Appelberg, M., Schreiber, H., Dahlberg, M. och Holmgren, K. 2000. Fisksamhällets status i fem sjöar i anslutning till avfallsdeponier. *Fiskeriverket Informerar* 2000:3. 57 s.
- Attrill, M.J. och Depledge, M.H. 1997. Community and population indicators of ecosystem health: Targeting links between levels of biological organisation. *Aquatic Toxicology* 38(1-3):183-197.
- Bengtsson, B-E., och Larsson, Å. 1986. Vertebral deformities and physiological effects i fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) after long-term exposure to a simulated heavy metal-containing effluent. *Aquatic Toxicology* 9:215-229.
- Bengtsson B-E., Bengtsson Å. och Himberg M. 1985. Fish deformities and pollution in some swedish waters. *Ambio* 14(1):32-35.
- Blom, S., Norrgren, L. och Förlin, L. 1998. Sublethal effects in caged rainbow trout during remedial activities in Lake Järnsjön. *Ambio* 27(5):411-418.
- Campbell, W.B. 1997. Comment: Reducing observer error in asymmetry analyses. *North American Journal of Fisheries Management* 17:599.

- Clarke, G.M. 1992. Fluctuating asymmetry: A technique for measuring developmental stress of genetic and environmental origin. *Acta Zoologica Fennica* 191:31-35.
- Dahlberg, M. 2001. Resultat från Sötvattenslaboratoriets provfiske år 2000. Fiskeriverket Informerar (*in press*).
- Dangé, A.D. 1986. Changes in carbohydrate metabolism in Tilapia, *Oreochromis (Sarotherodon) mossambicus*, during short-term exposure to different types of pollutants. *Environmental Pollution (Series A)* 41:165-177.
- Dave, G. och Nilsson, E. 2000. Karakterisering av akut och kronisk toxicitet hos lakvatten vid Lindbodarnas avfallsupplag, Leksand. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet. 15 s.
- Depledge, M.H. 1999. Recovery of ecosystems and their components following exposure to pollution. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6:199-206.
- Förlin, L. och Norrgren, L. 1998. Physiological and morphological studies of feral perch before and after remediation of a PCB contaminated lake: Järnsjön. *Ambio* 27(5):418-424.
- Gassman, N.J., Nye, L.B. och Schmale, M.C. 1994. Distribution of abnormal biota and sediment contaminants in Biscayne Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science* 54(3):929-943.
- Hawkins, S.J., Proud, S.V., Spence, S.K. och Southward, A.J. 1994. From the individual to the community and beyond: Water quality, stress indicators and key species in coastal ecosystems. *Ur: Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: Linking levels of organisation* (Ed. Sutcliffe, D.W.). Freshwater Biological Association, Ambleside (UK). s. 35-62.
- Hechter, R.P., Moodie, P.F. och Moodie, G.E.E. 2000. Pectoral fin asymmetry, dimorphism and fecundity in the brook stickleback, *Culaea inconstans*. *Behaviour* 137:999-1009.
- Hjelm, J. 2000. Size-dependent performance and ontogenetic niche shifts. Akademisk avhandling. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University.
- Hjelm, J., Persson, L. och Christensen, B. 2000. Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122:190-199.
- Houle, D. 1998. High enthusiasm and low R-squared. *Evolution* 52:1872-1876.
- Hubert, W.A. och Alexander, C.B. 1995. Observer variation in counts of meristic traits affects fluctuating asymmetry. *North American Journal of Fisheries Management* 15:156-158.
- Karås, P., Neuman, E. och Sandström, O. 1991. Effects of a pulp mill effluent on the population dynamics of perch, *Perca fluviatilis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:28-34.
- Kipling, C. 1976. Year class strengths of perch and pike in Windermere. *Annual Report of the Freshwater Biological Association* 44:68-75.

Kurkilahti, M. 1999. Nordic multimesh gillnet – robust gear for sampling fish populations. PhD thesis, Academic dissertation. Department of Biology, Section of Ecology, University of Turku. Finland.

Leach, J.H., Johnson, M.G., Kelso, J.R.M., Hartmann, J., Nümann, W. och Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 34:1964-1971.

Leach, J.H., Dickie, L.M., Shuter, B.J., Borgmann, U., Hyman, J. och Lysack W. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(Suppl. 2):471-485.

Leary, R.F. och Allendorf, F.W. 1989. Fluctuating Asymmetry as an Indicator of Stress: Implications for Conservation Biology. *Trends in Ecology and Evolution* 4(7):214-217.

Le Cren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology* 20(2):201-219.

Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in south swedish lakes. Akademisk avhandling. Institutionen för limnologi, Lunds universitet.

Linderöth, M., Noaksson, E., Tjärnlund, U., Bosveld, A.T.C. och Balk, L. 2000. Undersökning av reproduktions- och hormonstörande effekter på abborrhonor av lakvatten från avfallsdeponier i Dalarna, Bergslagen och Småland. RVF Utveckling. Rapport 00:15. 41 s.

Lindesjö, E. och Thulin, J. 1990. Fin erosion of perch *Perca fluviatilis* and ruffe *Gymnocephalus cernua* in a pulp mill effluent area. *Diseases of Aquatic Organisms* 8:119-126.

Lucentini, L., Carosi, A., Erra, R., Gioviazzo, G., Lorenzoni, M. och Mearelli, M. 1998. Fluctuating asymmetry in perch, *Perca fluviatilis* (Percidae) from three lakes of the Region Umbria (Italy) as a tool to demonstrate the impact of man-made lakes on developmental stability. *Italian Journal of Zoology* 65:445-447.

Mathieson, S., George, S.G. och McLusky, D.S. 1996. Temporal variation of total mercury concentrations and burdens in the liver of eelpout *Zoarces viviparus* from the Forth Estuary, Scotland: implications for mercury biomonitoring. *Marine Ecology Progress Series* 138:41-49.

McFarland, V.A., Inouye, L.S., Lutz, C.H., Jarvis, A.S., Clarke, J.U. och McCant, D.D. 1999. Biomarkers of oxidative stress and genotoxicity in livers of field-collected brown bullhead, *Ameiurus nebulosus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37:236-241.

Naturvårdsverket. 1998. Organiska miljögifter – Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem (Ed. Bernes, C.). Naturvårdsverket Monitor 16. 152 s.

Naturvårdsverket. 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 239 s.

Naturvårdsverket. 1999b. Problematiken i Molnbyggen – Dokumentation från en hearing juni 1999. Rapport 5012. 28 s.

Noaksson, E., Tjärnlund, U. och Balk L. 1997. Biokemiska, anatomiska och morfologiska studier av fisk från sjön Molnbyggen i Dalarna – Indikationer på endokrina störningar orsakade av lakvatten från en avfallsdeponi. Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, Institutet för Tillämpad Miljöforskning, Stockholms universitet. 54 s.

Norcross, B.L., Hose, J.E., Frandsen, M. och Brown, E.D. 1996. Distribution, abundance, morphological condition, and cytogenetic abnormalities of larval herring in Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2376-2387.

O'Neill, R.V. 1999. Recovery in complex ecosystems. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6:181-187.

Palmer, A.R. och Strobeck, C. 1986. Fluctuating asymmetry: Measurement, analysis, patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:391-421.

Palmer, A.R. och Strobeck, C. 1992. Fluctuating asymmetry as a measure of developmental stability: Implications of non-normal distributions and power of statistical tests. *Acta Zoologica Fennica* 191:57-72.

Persson, L. 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and a roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41:126-132.

Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. och Hamrin S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38:281-293.

Rundberg, H. 1977. Trends in harvest of pike perch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and northern pike (*Esox lucius*) and associated environmental changes in lakes Mälaren and Hjälmaren, 1914-74. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:1720-1724.

Sandström, O. 1994. Incomplete recovery in a coastal fish community exposed to effluent from a modernized Swedish bleached kraft mill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:2195-2202.

Sandström, O. 1996. *In situ* assessments of the impact of pulp mill effluent on life-history variables in fish. *Ur: Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents* (Ed. Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. och Van der Kraak, G.J.). St. Lucie Press. Florida. s. 449-457.

Sandström, O., Neuman, E. och Karås, P. 1988. Effects of a bleached pulp mill effluent on growth and gonad function in Baltic coastal fish. *Water Science and Technology* 20(2):107-118.

Sandström, O., Karås, P. och Neuman, E. 1991. Pulp mill effluent effects on species distributions and recruitment in Baltic coastal fish. *Finnish Fisheries Research* 12:101-110.

Sibly, R.M. 1994. From organisation to population: the role of life-history theory. *Ur: Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: Linking levels of organisation* (Ed. Sutcliffe, D.W.). Freshwater Biological Association, Ambleside (UK). s. 63-74.

Simon, P.T (Ed.). 1999. Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press. 671 s.

Valentine, D.W. och Soulé, M.E. 1973. Effect of p,p'-DDT on developmental stability of pectoral fin rays in the grunion, *Leurestes tenuis*. *Fishery Bulletin* 71(4):921-926.

Valentine, D.W., Soulé, M.E. och Samollow, P. 1973. Asymmetry analysis in fishes: A possible statistical indicator of environmental stress. *Fishery Bulletin* 71(2):357-370.

Van Valen, L. 1962. A study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16:125-142.

Vøllestad, L.A., Fjeld, E., Haugen, T. och Øxnevad, S.A. 1998. Developmental instability in grayling (*Thymallus thymallus*) exposed to methylmercury during embryogenesis. *Environmental Pollution* 101:349-354.

Wagner, E.J. 1996. History and fluctuating asymmetry of Utah Salmonid broodstocks. *The Progressive Fish-Culturist* 58:92-103.

Weatherley, A.H. 1972. *Growth and Ecology of Fish Populations*. Academic Press Inc. London. 293 s.

Wilander, A. 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender. Naturvårdsverket rapport 4652. 79 s.

Åberg, M. 1970. Växtplankton och bakteriespridning i Nedre Vettern. Mälarundersökningen och Växtbiologiska institutionen, Uppsala universitet.

Öman, C. 1999. Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksand. Delrapport 1. B-1350. IVL Svenska Miljöinstitutet. 16 s.

Øxnevad, S.A., Østbye, K. och Vøllestad, L.A. 1995. Year class variation in fluctuating asymmetry in perch (*Perca fluviatilis* L.) from an acidic aluminium-rich lake. *Ecology of Freshwater Fish* 4:131-137.

Muntliga källor

Gustavsson, R. 2000. Tekniska kontoret, Skinnskattebergs kommun.

Lindström, T. 2000. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Drottningholm.

Lingdell, P-E. 2000. Limnodata HB. Skinnskatteberg.

Reizenstein, M. 2000. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Drottningholm.