

Fisksamhällets status i fem sjöar i anslutning till avfallsdeponier

*Föreliggande rapport redovisar
fisksamhällets status i fem utvalda sjöar som
utgör recipienter till kommunala soptippar och
beskriver möjliga påverkansfaktorer inom
sjöarnas avrinningsområden.*

M Appelberg^{1,2}, H Schreiber³, M Dahlberg¹ och K Holmgren¹.

1. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 178 93 Drottningholm
2. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala
3. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, Norbyvägen 20, 752 36 Uppsala

Redaktionskommitté: Magnus Appelberg, magnus.appelberg@fiskeriverket.se
Stellan F Hamrin, stellan.hamrin@fiskeriverket.se

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Box 423, 401 26 GÖTEBORG
Telefon: 031-743 03 00, Telefax: 031-743 04 44

ISSN 1404-8590

Innehåll

Summary	3
Sammanfattning	4
1. Inledning	5
2. Avrinningsområdeskaraktärer	6
2.1 Lakvatten-, sjövatten- och sedimentkemiska data	6
2.2 Produktionens inverkan på föroreningar i sjöar	6
2.3 Geologi	7
2.4 Jordarters olika infiltrationskapacitet	7
2.5 Föroreningars egenskaper i marken	8
2.6 Morfometri	8
2.7 Avrinningsområdets betydelse	9
3. Material och metoder	10
3.1 Hydromorfologi	10
3.2 Kemi	10
3.3 Fisk	10
3.3.1 Provfiske	10
3.3.2 Referens- och förväntansvärden	11
3.3.3 Bedömningsgrunder	12
4. Resultat	13
4.1 Funbosjön	13
4.1.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning	13
4.1.2 Påverkan	13
4.1.3 Provfiske	16
4.1.4 Diskussion	20
4.1.5 Slutsatser	21
4.2. Bergsjön	21
4.2.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning	21
4.2.2 Påverkan	23
4.2.3 Provfiske	24
4.2.4 Diskussion	26
4.2.5 Slutsatser	27
4.3 Hulesjön	27
4.3.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning	29
4.3.2 Påverkan	29
4.3.3 Provfiske	31
4.3.4 Diskussion	33
4.3.5 Slutsatser	34
4.4 Gysjön	35
4.4.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning	35
4.4.2 Påverkan	35
4.4.3 Provfiske	38
4.4.4 Diskussion	41
4.4.5 Slutsatser	42

4.5 Molnbyggen	43
4.5.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning	43
4.5.2 Påverkan	43
4.5.3 Provfiske	45
4.5.4 Diskussion	49
4.5.5 Slutsatser	51
5. Sammanvägda resultat och diskussion	52
6. Slutsatser	54
7. Erkännanden	55
8. Referenser	56
Appendix	

Summary

As part of a program supported by the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA), the Institute of Freshwater Research were requested to estimate the status of the fish communities in five lakes that are recipients for water from municipal refuse dumps. The study included testfishing with multi-mesh gillnets and a description of the watershed and possible sources for pollution of the lake environment.

The fish communities within two of the lakes, Lake Hulesjön and Lake Bergsjön, deviated strongly from what would be expected in an unaffected lake. Both lakes showed seriously impoverished fish communities with few species and individuals. The fish communities in two additional lakes, Lake Funbosjön and Lake Gysjön, indicated that the lakes have been exposed to high nutrient load and that periods with low oxygen levels may occur. The fish community in the fifth lake, Lake Molnbyggen, did not deviate from what was expected but the catch was relatively small, which may indicate a low nutrient load.

Despite the fact that the fish community in Lake Molnbyggen did not deviate from an unaffected lake, there were indications that the perch-population may have been, or still is, affected by pollution of the lake environment. A few individuals had external wounds and older individuals were absent in the catches. The same pattern was observed in Lake Gysjön. The reasons for the observed deviations are not known for certain. In most watersheds of the lakes there are several sources that can pollute the water and therefore contribute to the observed deviations. Ecotoxicological investigations are recommended at least for Lake Hulesjön, Lake Bergsjön and Lake Gysjön to understand the reasons for the impoverished fish communities.

The present report shows only a momentary picture of the fish communities in the five lakes. To ensure the observed deviations and to document changes in the fish communities with time, longer time series of standardised testfishing would be desirable.

Test-fishing results were evaluated according to SEPA's assessment criteria for fish fauna. The analysis clearly identified lakes with considerably affected fish communities. However, it is also evident that the assessment criteria should be developed to include supplementary informations, for example injuries and anomalies on individual fish, as well as recruitment and the age- and size-distributions of the fish communities.

Sammanfattning

Som ett led i Naturvårdsverkets arbete att utreda om lakvatten från avfallsdeponier påverkar närliggande sjöars fisksamhällen fick Fiskeriverket i uppdrag att bedöma fisksamhällenas status i fem sjöar som utgör recipienter till deponier. I uppdraget ingick att beskriva sjöarnas avrinningsområden och tänkbara miljöstörande källor. Föreliggande rapport redovisar fisksamhällenas status i de fem utvalda sjöar och beskriver möjliga påverkansfaktorer inom sjöarnas avrinningsområden.

Fisksamhällena i två av de fem provfiskade sjöarna, Hulesjön, Falköpings kommun och Bergsjön, Sollefteå kommun, avvek kraftigt från det förväntade. Båda sjöarna uppvisade gravt utarmade fisksamhällen med få arter och individer. Båda sjöarna klassificerades i klass 5 (mycket stor avvikelse från förväntat värde) enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Fisksamhällena i två ytterligare sjöar, Funbosjön vid Uppsala och Gysjön vid Eksjö, visade tecken på förhöjd närsaltbelastning och indikationer på att det kan föreligga perioder med låg syrgashalt. Båda sjöarna klassades enligt Bedömningsgrunderna i klass 2 (måttlig avvikelse från förväntat). Fisksamhället i den femte provfiskade sjön, Molnbyggen, Leksands kommun, visade inga tydliga tecken på avvikelser från det förväntade och klassades enligt Bedömningsgrunderna i klass 1 (Ingen eller obetydlig avvikelse).

Trots att fisksamhället i Molnbyggen inte avvek från det förväntade, fanns indikationer på att sjöns abborrpopulation kan ha varit, eller fortfarande är, påverkad av miljöföroreningar. Ett begränsat antal individer uppvisade yttre skador, samtidigt som äldre individer saknades i fångsten. Ett fåtal individer med yttre skador noterades också på abborren i Gysjön, vars bestånd också i huvudsak bestod av yngre individer. Orsakerna till de noterade avvikelserna kan inte klarläggas med säkerhet. I sjöarnas avrinningsområden finns flera tänkbara föroreningskällor som kan vara bidragande till de observerade avvikelserna från det förväntade. Kompletterande, ekotoxikologiska undersökningar föreslås initieras i fr a Hulesjön och Bergsjön för att klarlägga orsakerna till de utarmade fisksamhällena. Ekotoxikologiska undersökningar föreslås också genomföras i Gysjön.

Föreliggande undersökning ger en ögonblicksbild av fisksamhällenas status i de fem sjöarna. För att säkerställa de observerade avvikelserna och dokumentera fisksamhällenas förändringar över tiden bör tidsserier genomföras.

De bedömningar av fisksamhällenas status som gjorts med hjälp av "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" visar att dessa på ett tydligt sätt särskiljer sjöar med fisksamhällen som synes vara påverkade av yttre miljöfaktorer. Emellertid framgår också att bedömningsgrunderna bör vidareutvecklas och kompletteras med variabler som bl a innefattar skador och anomalier hos fisken, rekrytering samt fiskens ålders- och storleksfördelning

1. Inledning

Undersökningar i sjön Molnbyggen, Leksands kommun, har påvisat skador på fisken i sjön och i den tillrinnande Vadbäcken (Noaksson et al. 1997, Naturvårdsverket 1999a). Därvid har bl a konstaterats endokrina störningar hos flera fiskarter vilka antas bero på förekomsten av en eller flera specifika organiska miljögifter. Miljögifterna antas härstamma från den närliggande deponin. Den generella påverkan av miljögifter i sjön bedöms dock vara liten.

Som ett led i Naturvårdsverkets arbete att skapa klarhet i om effekterna av deponin är unika för Molnbyggen eller om de är generella för lakvattenpåverkade recipienter fick Fiskeriverket i uppdrag att bedöma fisksamhällets status i Molnbyggen och fyra andra sjöar som utgör recipienter till deponier. I uppdraget har ingått att beskriva sjöarnas avrinningsområden och därtill hörande tänkbara miljöstörande källor. Urvalet av sjöar har primärt gjorts av Naturvårdsverket i samarbete med länsstyrelserna. Fiskeriverket och Naturvårdsverket har därefter prioriterat fem objekt för vidare undersökningar, varav Molnbyggen utgör ett. Kriterier för urvalet har varit deponins storlek och ålder, typ av avfall, avstånd till recipienten, fördelning i landet samt recipientens näringsnivå i de fall detta varit känt. Utöver detta har i första hand recipienter mindre än 300 ha valts att ingå i undersökningen.

Målsättningen med undersökningen har varit att bedöma om fisksamhällena i de utvalda sjöarna avviker från de samhällen som skulle kunna förväntas återfinnas i respektive objekt i ett opåverkat tillstånd. Detta har skett dels som en jämförelse av uppmätta fisksamhällskaraktärer och beräknade karaktärer för respektive sjö i opåverkat tillstånd, dels som en jämförelse med uppmätta värden och referensvärden från lokalt opåverkade sjöar.

I föreliggande rapport redovisas fisksamhällenas status och tänkbar miljöstörande påverkan på de utvalda sjöarna. Avsikten med undersökningen har inte i första hand varit att finna direkta samband mellan miljöstörningar och fisksamhällena. Avrinningsområdesbeskrivningen omfattar uppgifter om avfallsupplagens typ, avfalls-mängd, lakvatten, eventuell rening, samt mark- och sjövattnförhållanden i deponi- och avrinningsområdet. Uppgifterna har samlats in från berörda kommuner, länsstyrelser och genom besök vid sjöarna.

2. Avrinningsområdeskaraktärer

Följande faktorer har utvalts att ingå i beskrivningen av de fem avrinningsområdena i syfte att ge en så heltäckande bild av de möjliga föroreningskällor och tänkbara omvärldsfaktorer som kan antas påverka fisksamhällena i de fem sjöarna.

2.1 Lakvatten-, sjövattnen- och sedimentkemiska data

Bristfällig information om vad som deponerats i det förflutna gör att identifieringen av skadealstrande ämnen försvåras. En mängd substanser av vilka många i dag tagits ur bruk läcker sannolikt ut i recipienterna. Kemianalyser gjorda i lakvatten, grundvatten, sjösediment, och sjövattnen kan ge indikationer om deponins grad av påverkan på recipienten samt direkt eller indirekt ge en härledning om orsaken till fiskskadorna.

2.2 Produktionens inverkan på föroreningar i sjöar

Näringsfattiga lågproduktiva sjöar har visats vara känsliga för kvicksilverbelastning jämfört med näringsrika sjöar. I Sverige har man dessutom sett samband mellan lågt pH, höga färgtal och höga kvicksilverhalter i fisk (Meili 1991, Lindgren 1991). Att bioackumuleringen av kvicksilver är störst i dystrofa sjöar beror på att näringskedjan i dessa sjöar baseras på alloktont material som bildar kemiska komplex med kvicksilver. (Kvicksilver anrikas alltså i bakterier som sedan äts av zooplankton). I eutrofa sjöar bildar en högkvalitativ föda i form av autoktont material basen för näringskedjan. Kvicksilverhaltiga humusföreningar utgör således en liten andel av födan i de lägsta trofinivåerna i eutrofa sjöar samtidigt som den rikliga mängden födopartiklar gör koncentrationerna av kvicksilver per födopartikel låg. Denna sk biologiska utspädning förklarar varför eutrofa sjöar är ”tåligare” mot kvicksilverutsläpp än näringsfattiga oligohumösa sjöar i vilka de små födomängderna binder upp stora mängder kvicksilver (Meili 1991). Gemensamt för många andra giftiga metaller, organiska och klororganiska ämnen är att också de binds till födopartiklar som humusämnen (Sunda & Huntsman 1998) eller fettpartiklar i vattnet (Kihlström 1986), varför teorin om biologisk utspädning i många fall torde vara applicerbar även på dessa.

Ytterligare en process som minimerar effekterna av giftutsläpp i näringsrika sjöar är då organiska exkretionsprodukter som utsöndras vid hög primärproduktion binder gifter, t ex koppar (Förstner & Wittmann 1983) och PCB (Koelmans & Heugens 1998), i icke-assimilerbara komplex. De ovan beskrivna biologiska förloppen resulterar i att läckage av gifter i högproduktiva vatten inte observeras i lika stor utsträckning som i lågproduktiva.

2.3 Geologi

Marktypen under deponin och i deponeringsområdet är av stor betydelse för spridningen av miljögifter. I områden med kalt berg eller tunna jordlager kan lakvattnet snabbt infiltrera och spridas via sprickor. Möjligheterna att föroreningar fastläggs i en sådan mark är små till följd av en liten sammanlagd partikelyta (Maxe & Johansson). Jordlagrens egenskaper, mäktighet och jordmån är således avgörande för hur föroreningar, bakterier och virus kan fastna, fördröjas och brytas ned på markpartiklarna. Mäktiga jordlager med låg infiltration förlänger uppehållstiden i den omättade zonen. Det ökar sannolikheten för ovan nämnda reaktioner samt möjligheten att vissa ämnen späds ut, fälls ut eller förångas och lämnar marken i gasfas. Ett finkornigt material, som ju ofta förekommer vid låg infiltration, ger dessutom en stor specifik yta vilket gör att föroreningen kommer i kontakt med mycket geologiskt material och ökar förutsättningarna för fastläggning i marken. Fastläggningen av ämnen är även beroende av pH samt koncentrationen av det egna ämnet och andra ämnen i markvattnet (Maxe & Johansson 1998).

2.4 Jordarters olika infiltrationskapacitet

Lerområden är i det närmaste helt täta såvida inte torrsprickor uppstått. Om leran är uppblandad med mo/finmo spricker den inte och ger vid jämförelser med andra jordarter lägst infiltrationshastighet (Maxe & Johansson 1998). Inslag av lera i jordarter med större partiklar sänker ofta markens permeabilitet. Trots en relativt hög infiltrationshastighet har exempelvis morän ofta högre fältkapacitet (25-30%) än finsand (10-20%) eller grus (5%) till följd av lerpartiklar mellan de större fragmenten samt en genomsläpplighet som minskar mot djupare marklager. I moränlager av fem meters mäktighet kan det ta 3 till 13 år för vatten att från markytan transporteras till grundvattenytan medan motsvarande för grus/sand och grovmo är 0,5-2 år respektive 1,5-6 år (Maxe & Johansson 1998).

Förutom de ovan nämnda geologiska egenskaperna är också förekomsten av ett intakt övre marklager av stor betydelse för infiltrationen av miljögifter. Många av de processer som minskar föroreningarnas giftighet äger rum i denna. En utvecklad jordmån är sålunda viktig exempelvis för fastläggningen av negativt laddade joner i rostjorden (Maxe & Johansson 1998).

På många håll har avfallsanläggningar anlagts på våtmarker då denna marktyps ekonomiska värde skattats lågt. Våtmarker har visats vara lämpliga som deponeringsområden genom att spridningen av lakvatten till grundvattnet är begränsad. Kärren utgörs definitionsmässigt av utströmningsområden och risken för att föroreningar sprids till grundvattnet är därför liten. I mossarna avleds det mesta av tillrinnande vatten ytligt till laggdiken på grund av ett geléartat lager av humifierad torv som hindrar vertikal transport av vatten (Jansson et al. 1985). Det gör att spridningen av föroreningar via grundvattnet förhindras. Föroreningsspridningen med det horisontella flödet begränsas genom torvens stora fastläggningskapacitet.

En vattenmättad deponi medför en låg genomsläpplighet för luftburet syre, vilket är fördelaktigt om oxidationskänsligt avfall finns. Nackdelen med en vattenmättad deponi är att vattennomsättningen vanligen är högre än i deponier ovanför grundvattenytan och därmed är även frigörelsen av föroreningar större (Elert et al. 1995).

Torvens fastläggningsförmåga för de vanliga lakvattenföroreningarna är stor till följd av en hög katjonkapacitet och stor specifik yta (Jansson et al. 1985, Maxe & Johansson 1998). I torven finns humussyror och ligniner vars polära karaktär ger upphov till denna höga jonbytes- och adsorptionsförmåga för lösta ämnen som exempelvis övergångsmetaller och polära organiska molekyler. De flesta av de i lakvatten positiva jonslag kan renas med en effektivitet av 95%; effektiviteten ökar med högre koncentrationer. Bäst adsorberande förmåga erhålls vid pH-värden omkring 7 (Jansson et al. 1985).

Förutom att den under deponin belägna våtmarken förgiftas tillhör nackdelar med denna typ av anläggning att desorption d v s urlakning av föroreningar kan förekomma vid mycket regn (Jansson et al. 1985). Detta kan i sin tur leda till att även andra områden kontamineras. En ytterligare nackdel är att vid sänkning av grundvattenytan kan föroreningar transporteras nedåt genom torven och förorena grundvattnet (Maxe & Johansson 1998). Med grundvattenströmmar kan föroreningarna spridas till andra områden. Enligt Jansson et al. (1985) bör deponering på kärr undvikas då vattenrörelserna ofta är stora vilket ökar risken för spridning av lakvatten.

2.5 Föroreningars egenskaper i marken

Fördelningskoefficienter, K_d , finns beräknade för markpartiklars fastläggningsförmåga vid olika halter av föroreningar i marklösningen. Med hjälp av dessa kan teoretiskt spridningen av metaller och oorganiska anjoner i grundvattnet beräknas. Tillämpbarheten i Sverige är dock begränsad då få studier gjorts om de specifika förhållanden som råder här. Känt är emellertid att vissa ämnen inte alls fastläggs i mark. Nitratjoner (om inga redox-processer äger rum) och kloridjoner är sådana ämnen som förs opåverkade med grundvattnets strömningshastighet (Maxe & Johansson 1998).

Många organiska vätskor är svårslösliga i vatten och transporteras som en egen fas. Lättare organiska vätskor flyter ovan grundvattnet medan tyngre lägger sig på akvifersbotten och sprids om denna lutar. Till de senare hör bl a klorerade kolväten. Organiska vätskor kan om transporttiden till grundvattnet är lång, avgå i gasfas. I viss mån löser sig dock gasen i det nedåtströmmande perkolerande vattnet och förs med detta till grundvattnet. Olja exempelvis kan under lång tid hållas kvar i marken och kontinuerligt avgå i gasfas varpå den löser sig och kontaminerar grundvattnet (Elert et al. 1995).

2.6 Morfometri

Känsligheten mot giftutsläpp i kustvatten är enligt Persson & Håkansson (1996) beroende av bl a vattnets om-sättningstid. Detta torde även gälla inlandsvatten. I sjöar med kort omsättningstid byts vattnet snabbt ut och risken att gifter tas upp av levande organismer och anrikas i näringskedjan är sålunda mindre än i vatten där uppehållstiden för gifter är lång. Sannolikheten att effekter av giftläckage uttrycks i form av exempelvis fiskskador torde därför vara mindre i de förra än i de senare. Följaktligen är detekterbarheten av giftläckage högre i sjöar med lång omsättningstid än andra. Vatten med lång omsättningstid torde i hög grad fungera som sedimenteringsbassänger medan sjöar med kort omsättningstid däremot sannolikt bör bidra till att läckande ämnen sprids i vattensystemen.

En stor vattenvolym ökar spädningseffekten av toxiner. Det minskar risken för att störningar uppkommer och därmed också att ett miljögiftsläckage uppmärksammas. I djupa sjöar är ofta syrgassituationen god även vintertid till följd av ett stort magasin av syrgas i förhållande till de syrgaskonsumerande processerna som sker vid sedimentytan. I grunda sjöar är förhållandet det motsatta. Den i grunda sjöar vanligen rikliga primärproduktionen resulterar ofta i syrgasbrist då stora mängder organiskt material bryts ned under vintern. Isen förhindrar att cirkulerande vatten för med sig syrgas till bottenvattnet. Vid syrgasbrist är redoxpotentialen låg och ämnen bundna till sedimentet reduceras och går ut i lösning i vattenmassan. På så sätt, genom intern belastning, kan föroreningar och närsalter som en gång sedimenterat åter tillföras vattnekolumnen och bli tillgängliga för organismer i vattnet.

2.7 Avrinningsområdets betydelse

Ett stort avrinningsområde gör att stora mängder vatten tillförs sjön och att den teoretiska omsättningstiden förkortas (teoretiska omsättningstiden är också beroende av sjöns volym). Marktypen i avrinningsområdet har stor inverkan på vattenkemin och miljön i sjön. Skogsmark bidrar i regel med humöst material som färgar vattnet brunt, sänker pH och försämrar syrgassituationen. Sjöar med stor påverkan från omgivande skog är i regel näringsfattiga och lågproduktiva med långa energikrävande näringskedjor som baserar sig på bakteriell nedbrytning av humusämnen.

Åkermark tillför sjön näringsämnen som härstammar från jord eller gödningsmedel. Det kan ge en förhöjd primärproduktion och, p g a ökade syrgaskonsumerande nedbrytningsprocesser av organiskt material, syrgasbrist i bottenvattnet med intern belastning av näringsämnen och eventuellt gifter som följd. Våtmarker inom avrinningsområdet har ungefär samma effekt som skogsmark med en hög tillförsel av humöst vatten. Stadsbebyggelse, vägar och industriområden avger bl a petroleumprodukter, klorider, kemiska ogräsmedel, asfalt, gummibitar och metaller via dagvattnet som vanligen förs orenat ut i recipienten (Nordström 1991).

3. Material och metoder

3.1 Hydromorfologi

Metodbeskrivningar för följande morfometriska beräkningar gäller i de fall redan tillgängliga uppgifter saknades; i annat fall har befintliga uppgifter hämtats från bl a SMHI's sjöarkiv, berörda kommuner och länsstyrelser. Uppgifter om sjöarnas största längd och bredd mättes på ekonomiska kartan i sjöns längsta riktning, respektive rätvinkligt mot denna, över eventuella öar eller halvöar. Avrinningsområden ritades på overheadfilm m h a den topografiska och den ekonomiska kartan varpå områdena scannades in på dator. Arealer av sjöar, avrinningsområden och procentandelar för diverse marktyper bestämdes med planimeter. Sjövolymen beräknades genom att 1) djupkartor ritades utifrån djupdata som lodats fram vid provfisket; 2) arean av varje inritad djupkurva beräknades med planimeter och avsattes på ett millimeterpapper i form av en hypsografisk kurva; 3) integralen av kurvan, d v s sjöns volym, beräknades med hjälp av planimeter. Den teoretiska omsättningstiden erhöles genom att beräkna årsavrinningen enligt de data som Nationalatlas anger och dividera sjövolymen (m^3) med avrinningen ($m^3/år$). Medeldjupet beräknades genom att dividera sjövolymen med sjöarean, medan maxdjupet uppmättes vid provfisket. Geologin i avrinningsområdet samt sjöarnas läge bedömdes utifrån studier av berg- och jordartskartan respektive topografiska och ekonomiska kartan.

3.2 Kemi mm

Uppgifter om lakvatten- och sjövattnenkemi, avfallsupplagens typ, avfallsmängd, lakvattenmängd, eventuell rening, samt mark- och sjövattneförhållanden i deponerings- och avrinningsområdet har tillhandahållits av berörda kommuner, länsstyrelser och genom besök vid sjöarna.

3.3 Fisk

3.3.1 Provfiske

Samtliga provfisken utfördes enligt den standardiserade provfiskemetodik som finns beskriven i Handboken för miljöövervakning (Naturvårdsverket 1996). Vid ett standardiserat provfiske inhämtas information om fisksamhällets artsammansättning, arternas förhållande till varandra, samt de enskilda arternas beståndsstruktur och längdsammansättning för hela den provfiskade sjön.

Provfisket utfördes under augusti månad och genomfördes med en stratifierad randomiserad teknik vilket innebär att sjöarna indelas i djupzoner, och näten fördelas slumpmässigt inom varje djupzon. Antalet nät i respektive djupzon beräknas utifrån sjöns djup och yta (Tabell 3.3.1.1).

Tabell 3.3.1.1. Antal och fördelning av nätinsatsen i de fem provfiskade sjöarna.

Sjö	Djupzon				Totalt
	0-3 m	3-6 m	6-12	12-20	
Gysjön	8	8	8		24
Hulesjön	8				8
Funbosjön	8	8			16
Bergsjön	8				8
Molnbyggen	10	10	10	10	40

Vid provfisket användes bottensatta översiktsnät av typ ”Norden 12” vilka är sammansatta av 12 paneler med olika maskstorlekar mellan 5 och 55 mm. Näten är 1,5 meter djupa och 30 meter långa. Pelagiska nät, dvs nät som sätts flytande i fria vattenmassan, användes endast i Molnbyggen eftersom övriga sjöar var alltför grunda. I Molnbyggen fiskades med 2 pelagiska nät i djupzonerna 0-6, 6-12 respektive 12-18 m. De pelagiska näten, ”Norden 11”, är 6 meter djupa och uppbyggda av 11 paneler med maskstorlek mellan 6,25 och 55 mm maskstolpe.

Vid omhändertagandet av fångsten artbestämdes och mättes varje individ till närmaste mm. Fångsten vägdes per art och nät. Från 70 individer per art togs prover för åldersanalys i enlighet med Sötvattenslaboratoriets rekommendationer (Andersson 1999). I Molnbyggen togs prover för åldersanalys på abborre, mört och siklöja. I Bergsjön från gädda och i Hulesjön från mört. I Funbosjön togs prover från abborre, mört, gös, faren och braxen. I Gysjön från abborre, mört, braxen och gädda.

Åldersanalys har utförts på abborre och mört i enlighet med de metoder som används inom nationell miljöövervakning vid Sötvattenslaboratoriet. För abborre har brända och brutna otoliter analyserats under stereomikroskop. Mörtens ålder har bestämts med hjälp av fjällavtryck lästa i microfiskeapparat och med hjälp av slipade otoliter analyserade i mikroskop.

3.3.2 Referens- och jämförvärden

För att jämföra de erhållna provfiskeresultaten med en ”normalsituation”, dvs en situation som kan förväntas råda i en genomsnittlig sjö utan direkt lokalpåverkan, beräknades jämförvärden för ett antal olika parametrar som beskriver fisksamhället. Sjöns storlek och morfometri, höjd över havet och geografiska belägenhet har stor inverkan på fisksamhällets struktur och jämförvärdena är därför beräknade för varje enskild sjö med hänsyn tagen till den specifika sjöns höjdläge, yta och djup mm. Beräkningarna har skett i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för fisk (Naturvårdsverket 1999b).

Referensvärden för abborrens respektive mörtens tillväxt har angivits som intervall, begränsade av de tillväxtmönster som observerats i en sjö med hög respektive låg individtillväxt av vardera arten. Sjöarna ingår i de nationella övervakningsprogrammen. I de fall de uppmätta tillväxterna i föreliggande undersökning ligger inom detta intervall har dessa inte ansetts avvika från den normala variation som är att vänta i opåverkade referenssjöar.

Vid Riksfiskinventeringen 1996 insamlades uppgifter om fiskbeståndet i ett stort antal sjöar i Sverige (Ridderborg och Appelberg 1997). I de flesta sjöarna hade det även utförts vattenkemiska analyser på flera parametrar och då bland annat fosfor (Wilander et al. 1998). Totalfosforhalten indikerar trofigraden och en låg halt av fosfor i vattnet tyder på att sjön är näringsfattig och en hög halt att sjön är näringsrik. Med hjälp av Sötvattenslaboratoriets databas över sjöprovfisken, Riksfiskinventeringen och Riksinventeringens insamlade vattenkemidata gjordes ett urval av sjöar som både provfiskats med standardiserad metodik och där det fanns uppgifter om totalfosforhalten i vattnet. Därefter kategoriserades sjöarna antingen som näringsfattiga (totalfosforhalt $<12.5\mu\text{g/l}$) eller näringsrika (totalfosforhalt $>50\mu\text{g/l}$). Klassificeringen baseras på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). Därefter beräknades fångsten per ansträngning för det senast utförda provfisket i varje sjö inom respektive kategori. Medelvärden plus standardavvikelsen för näringsfattiga sjöar och näringsrika sjöar användes sedan som referens till de fem sjöarna i

undersökningen. Totalt ingår 67 näringsfattiga och fyra näringsrika sjöar i beräkningarna.

3.3.3 Bedömningsgrunder för miljökvalitet

Ett svenskt fiskindex (FIX) som används för att bedöma fisksamhällets avvikelse från förväntade värden ingår i Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljökvalitet (Appelberg et al. 1999). Förutom Sötvattenslaboratoriets databaser (FIBase) har även det material som insamlats vid Riksfiskinventeringen 1996 (Ridderborg och Appelberg 1997) legat till grund för detta index. Indexet gör det möjligt att utifrån resultat från ett standardiserat provfiske bedöma fisksamhällets avvikelse från det förväntade. Indexet är sammansatt av variabler som avser bl a försurning, eutrofiering eller annan miljöpåverkan. Variablerna som ingår i indexet listas i tabell 3.3.3.1.

Tabell 3.3.3.1. *De nio variablerna som ingår i FIX.*

1. Antal naturligt förekommande arter
2. Artdiversitet av naturligt förekommande arter (Shannon-Wieners H')
3. Relativ biomassa av naturligt förekommande arter
4. Relativt antal individer av naturligt förekommande arter
5. Andel cyprinider (karpfiskar) av den totala fångsten baserad på biomassa
6. Andel fiskätande abborrfiskar av den totala fångsten baserad på biomassa
7. Förekomst av försurningskänsliga arter och stadier
8. Andel biomassa av arter tåliga mot låga syrgashalter
9. Andel biomassa av främmande arter

Variablerna 1-4 beskriver fisksamhällets sammansättning och storlek. Variablerna 5 och 6 utgör indikatorer på samhällets struktur och funktion, medan variablerna 7-9 indikerar försurningspåverkan, syrgasbrist och förekomst av främmande arter. Bedömning av avvikelsen för varje variabel baseras på kvoten mellan uppmätt värde (provfiskeresultatet) och ett beräknat jämförvärde. Bedömningen omfattar en skala mellan 1 och 5, där klass 1 indikerar ingen eller obetydlig avvikelse från det förväntade, medan klass 5 indikerar en mycket stor avvikelse från förväntat värde.

4. Resultat

4.1. Funbosjön

Tabell 4.1.1. Morfometriska, geografiska och avrinningsområdesspecifika uppgifter för Funbosjön

Koordinater:	663958, 161511
Läge:	16 km O Uppsala, 4,7 m ö h.
Kommun:	Uppsala
Största längd:	4480 m
Största bredd:	540 m
Maxdjup:	5,5 m
Medeldjup:	1,7 m
Yta:	2,07 km ²
Volym:	3,49 Mm ³
Teoretisk omsättningstid:	114 dygn
Avrinningsområde:	384 km ² ; varav 71% skogsmark, 4% våtmark, 23% åkermark och ängsmark samt 2% sjö (Fig. 4.1.1).
Geologi:	Berggrunden i området består av en delvis förskiffrad urgranit. Jordarterna ut-görs främst av storblockig, blockfattig till blockrik morän. Postglacial lera och glacial lera bildar den näst vanligast förekommande jordtypen medan kärr och torv förekommer i liten grad.

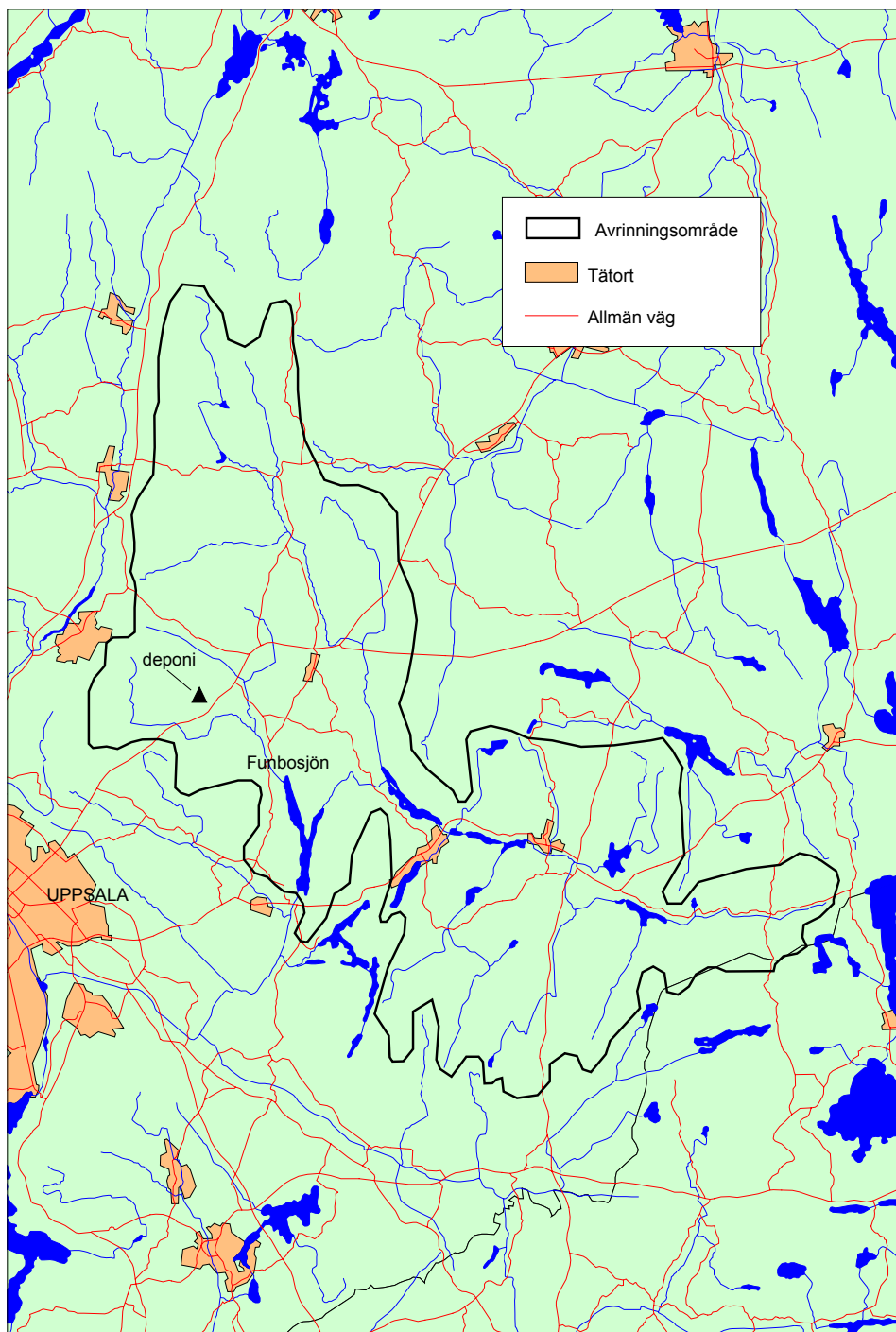
4.1.1. Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning

Strand- och naturtyp: Skogs- och hagmark omger ca två tredjedelar av sjön. I övrigt består marken av ängs- och åkermark. Med undantag för några uddar täcks stranden av breda vassbälten (Brunberg & Blomqvist 1998) med inslag av säv och kaveldun. Omgivningarna är relativt platta med endast mindre höjder.

Vattenmiljö: Sjön är en mycket näringsrik slättlandssjö med god buffertkapacitet, högt pH, högt färgtal (60-100 Pt/l) (Brunberg & Blomqvist 1998) och ett ganska litet siktdjup (1,5 m 99-08-25). Betydande påverkan från omgivande jordbruk samt avloppsvatten från Hovgården har gett vattnet förhöjda närsaltkoncentrationer med ökad produktion och syrgasbrist vintertid som följd. Vikarna i norr, Enbyleviken och Frötunaviken, är kraftigt igenvuxna. Spår av utter har konstaterats i utloppet. Tillflödet i öster, Vistebyån, för med sig mycket näringsrikt, betydligt färgat vatten med god buffertkapacitet mot försurning. Vintertid är risken stor för dåliga syrgasförhållanden, speciellt i vikarna (Brunberg & Blomqvist 1998). Vattenväxter som observerades vid provfisket (eller vid senare besök) är näckrosor, slingeväxter, gäddnate, ålnate och igelknopp. På 3-6 m djup var botten kal.

4.1.2 Påverkan

Markanvändning: Markanvändningen inom avrinningsområdet består av jordbruk, skogsbruk, viss bebyggelse, soptipp, motorbanor, bad och fiske. Den enda tätorten är Länna. Fisket är numera sparsamt i omfattning eftersom lokalbefolkningen tror att fisken är förgiftad av lakvatten från soptippen.



Figur 4.1.1. Karta över Funbosjöns omgivning och avrinningsområde.

Den kommunala avfallsdeponin Hovgården anlades 1971 och mottar ca 140 000 ton avfall per år varav 100 000 ton slutdeponeras. Merparten utgörs av askor och slagg från sopförbränningsanläggningar (ca 78 000 ton 1998, Johansson & Boström 1999) medan industriavfall, grovsopor (25 000 ton) och tegelskrot (14 000 ton) utgör de därefter största avfallsslagen. Allt sorterat industriavfall sorteras på en asfalterad sorteringsplatta och deponeras på särskilda platser. Mindre mängder farligt avfall lagras i en ”kemplada”. Oljeavfall fraktas bort efter temporär lagring i tankar medan en akutplatta finns för behandling av oljeskadad jord. Elektronikvaror sorteras ut och fraktas bort till annan ort (Johansson & Boström 1999).

Den årliga produktionen av lakvatten uppgår till 100 000-150 000 m³ (Johansson & Boström 1999). Lakvattnet samlas upp i dräneringsdiken och en kulvert under tippen. Det leds sedan till en luftningsbassäng och vidare till sedimenteringsbassänger i avfallsstationens reningsverk där även kemisk fällning sker med hjälp av järnkloridhaltiga fällningsmedlet PIX-111. Innan det renade lakvattnet släpps ut i Lissån tillsätts natriumhydroxid för att justera pH (Johansson & Boström 1999). Vattnets väg via Lissån och Tomtaån till Funbosjön är ca 7 km.

Deponeringsområdet ligger i huvudsak på sandig morän överlagrad av ett lertäcke med varierande mäktighet. På de högre punkterna ligger berget i dagen. Den dominerande bergarten är gnejsgranit med en genomsläpplighet av $1,1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Två sprickzoner genomkorsar deponeringsområdet. Genomsläppligheten i dessa är $1 \cdot 10^{-4}$ - $1 \cdot 10^{-6}$ m/s (Ekstav & Karlqvist 1991). Inom deponeringsområdet sker grundvattenflödet huvudsakligen i riktning från omgivande höjder ned mot huvuddräneringsledningen i centrum av området (Ekstav & Karlqvist 1991). Vid hydrogeologiska undersökningar framkom tre läckagestråk; ett i SO, ett i NO och ett i O, alla numera tätade (Johansson muntligen).

Vid ett tidvis uppställt sågverk vid Tomtaån i tillrinningsområdet finns mindre sågspånsansamlingar om båda sidorna av ån. Den totala ytan av ansamlingarna är högst ett hektar.

Lakvattenkemi: I det orenade lakvattnet på tippen fann Greenpeace vid undersökningar 99-01-20 bensen, DEHP, Xylen, Koldisulfid, C-1,2-dikloretylen, 1,2,3-trimetylbensen, 1,2,4-trimetylbensen och Diisobutylftalat (Greenpeace 1999). Lakvattnet bidrar med ca 1% av sjöns totala tillrinning (beräknat ur Johansson & Boström 1999).

Tabell 4.1.2.1. Mängd ämnen i renat lakvatten 1998 vid Hovgården (Johansson & Boström 1999)

Ämne	Mängd (kg/år)
Pb	<0,12
Zn	<5,0
Cu	<3,6
Hg	<0,0013
Cd	<0,015
Tot-N	4200
Tot-P	13
TOC	6200
COD	31300
BOD	860
Na	140000
K	45000
Cl	165000

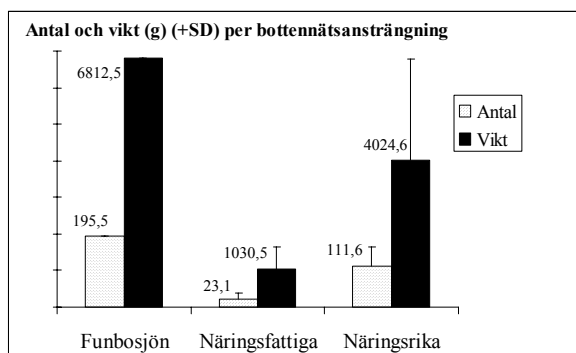
Recipientkemi: En analys av tungmetallkoncentrationer i sediment från Tomtaån och Funbosjön 1993 visade inte på några genomgående tydligt förhöjda koncentrationer. Undersökningen visade heller inte något klart samband mellan halterna av tungmetaller i recipienten och avfallsstationen (Broberg 1994). En vattenanalys med avseende på metallhalter i åsystemet nedströms Hovgården visade att halterna av bly och koppar var lägre än gränsvärdet för dricksvatten (Andersson et al. 1988). Hovgårdens avfallsanläggning beräknas bidra med några få procent av de metaller som flödar in till Funbosjön. Ämnen som natrium, kalium och klorid utgör en större andel (Johansson & Boström 1999).

Tungmetallhalter i bottenfauna och bottensediment från Tomtaån och Frötunaviken låg 1989 på nivåer som kunde betraktas som normala enligt Goedkoop (1989). Undersökningen gjordes mot bakgrund att det i ett elevarbete året innan framkommit att halten av zink i sötvattensgråsugga (*Asellus aquaticus*) var ungefär dubbelt så hög som bakgrundsvärdet. Giftkoncentrationerna i Goedkoops studie avtog enligt en gradient i riktning från Tomtaån mot mynningen i Frötunaviken. Det antogs bero på vattnets högre pH, alkalinitet och hårdhet vilket sänker lösligheten av metalljonerna. En biologisk utspädningseffekt av gifter i den produktiva viken ansågs också vara en tänkbar orsak till de minskande värdena i Frötunaviken. Noterbart är att även *Gammarus sp.* återfanns i Tomtaån. Arter tillhörande släktet betraktas som föroreningskänsliga (Hynes 1960) och förekomsten ger därför en indikation om att miljön inte är nämnvärt påverkad av utsläpp från Hovgården.

4.1.3 Provfiske

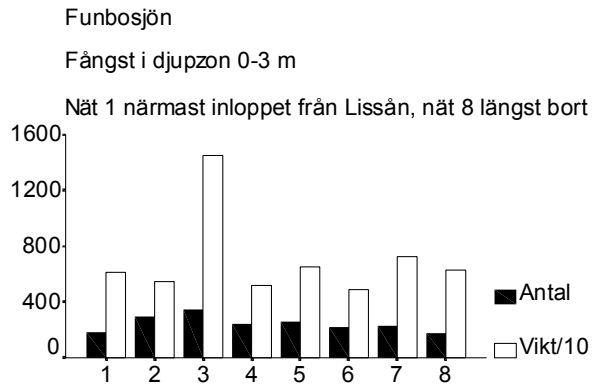
Artförekomst/antal arter och diversitet: Sammanlagt fångades 11 fiskarter; abborre, asp, benlöja, björkna, braxen, faren, gers, gös, mört, sarv och sutare. Även om inte gädda fångades vid provfisket finns arten sannolikt också i sjön. Sjön är i förhållande till sin måttliga storlek mycket artrik och antalet arter var högre än jämförvärdet (8 arter, Appendix s. 4). Det kan noteras att både asp och faren är upptagna på listan för hotade och hänsynskrävande arter. Sjöns stora vegetationsrika grundområden gynnar främst arter som mört, braxen, björkna och andra karpfiskar. Artdiversiteten var något högre än jämförvärdet beroende på att det var en tämligen jämn fördelning mellan arterna i fångsten (Appendix s. 4).

Fiskbiomassa/Antal: Fångsten i bottennäten dominerades av mört både i antal och i vikt (Tabell 1 i Appendix s. 1). Totalt var fångsten per ansträngning 195.5 individer resp. 6812.5 g och var därmed betydligt högre jämfört med jämförvärdet (49 individer, respektive 2004 g, Appendix s. 4). Antalet fiskar och biomassan var också högre jämfört med de näringsrika referenssjöarna (Fig. 4.1.3.1) vilket tyder på att sjön är mycket produktiv.



Figur 4.1.3.1. Fångst per ansträngning i Funbosjön i förhållande till näringsfattiga ($n=67$) och näringsrika sjöar ($n=4$)

Fångsten av abborre och mört var högst i djupzonen 0-3 meter, medan fångsten av gös var högst i djupzonen 3-6 meter (Tabell 2 i Appendix s. 1). Totalt var fångsten ungefär lika stor i båda djupzonerna (Tabell 2 i Appendix s. 1). Det förelåg ingen skillnad i fångst mellan näten beroende på nätets avstånd till utloppet från Lissån som avvattnas till sjön via deponin (Fig. 4.1.3.2). I nät nr 3 var fångsten högre i vikt jämfört med övriga nät beroende på att tre stora aspar och en stor sutare fångades i detta nät (Fig. 4.1.3.2).



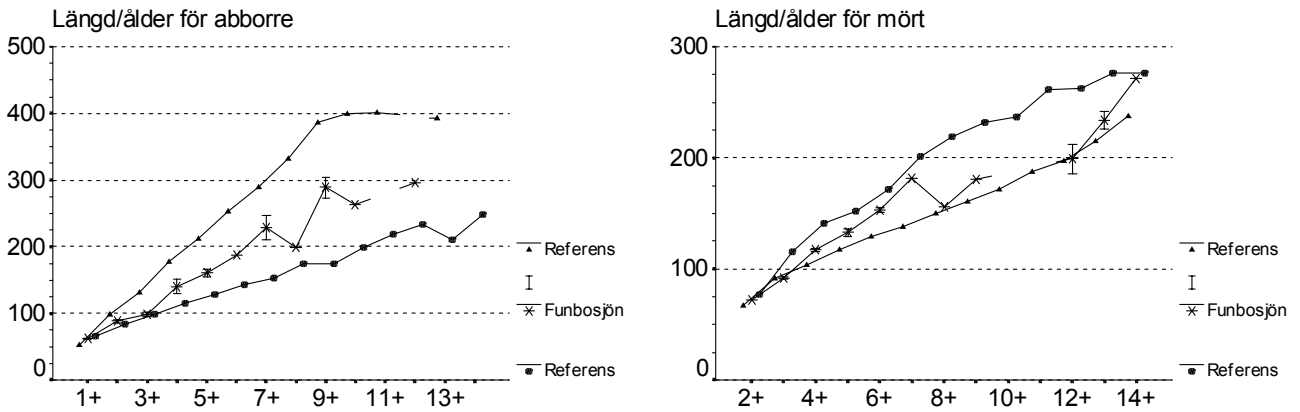
Figur 4.1.3.2. Nätens lokalisering i förhållande till avståndet till deponin

Fisksamhällets struktur och funktion: I en näringsrik sjö domineras vanligen fiskesamhället av karpfiskar samtidigt som andelen rovfiskar är relativt låg (Persson et al. 1991). Potentiellt fiskätande arter i Funbosjön utgörs främst av gös och abborre. Gösen gynnas vanligen av de dåliga ljusförhållanden som ofta råder i näringsrika sjöar (Sonesten 1991). Abborrpopulationen dominerades av små individer under 10 cm med låg andel potentiellt fiskätande individer större än 15 cm (Fig. 4.1.3.5). Åldersanalyserna visar att framförallt unga abborrars individtillväxt var låg i sjön (Fig. 4.1.3.3). Fångsten av mört utgjordes främst av mindre individer (Fig. 4.1.3.5). Mörtens individtillväxt var dock god i förhållande till referensmaterialet (Fig. 4.1.3.3).

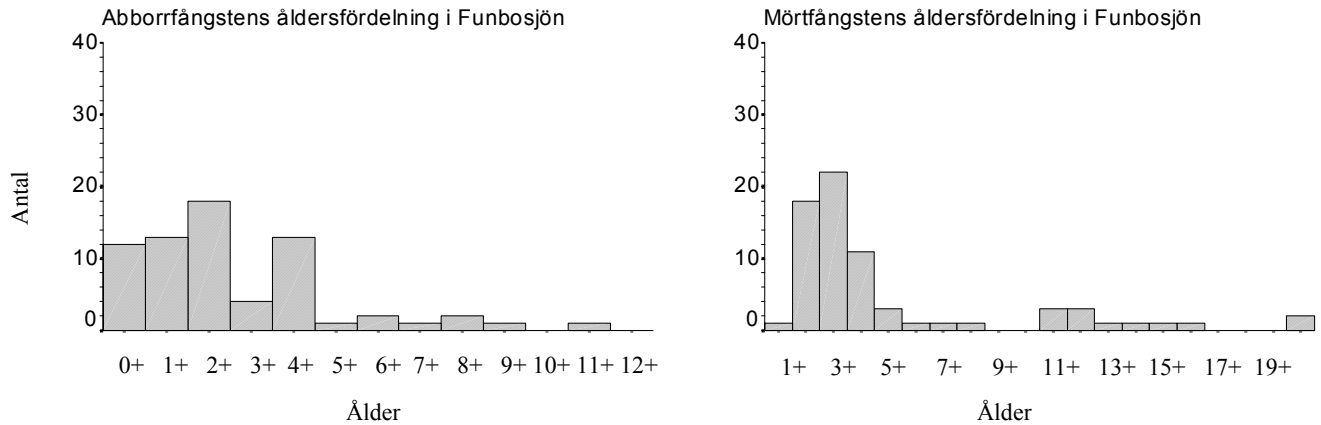
Indikatorarter: Endast en indikatorart (sutare) ingick i fångsten. Detta kan indikera att sjön är utsatt för perioder med låg syrgas.

Rekrytering: Små individer av de flesta arter ingick i fångsten vilket indikerar att rekryteringen inte är störd (Figur 4.1.3.5, Appendix s 1, tabell 3). Avsaknaden av små/unga individer av asp, faren, sarv och sutare behöver inte innebära rekryteringsskador, eftersom unga individer av dessa arter sällan fångas i översiktsnät.

Anomalier (sår och andra synliga skador på fisken): Inga sår eller tydliga fensskador noterades på fisken.



Figur 4.1.3.3. Medellängd \pm SD vid olika åldrar för abborre och mört i Funbosjön i förhållande till två referenssjöar där abborren och mört har god respektive långsam tillväxt.



Figur 4.1.3.4. Åldersfördelningen i urvalet (70 individer) från abborre- och mörtfångsten i Funbosjön.

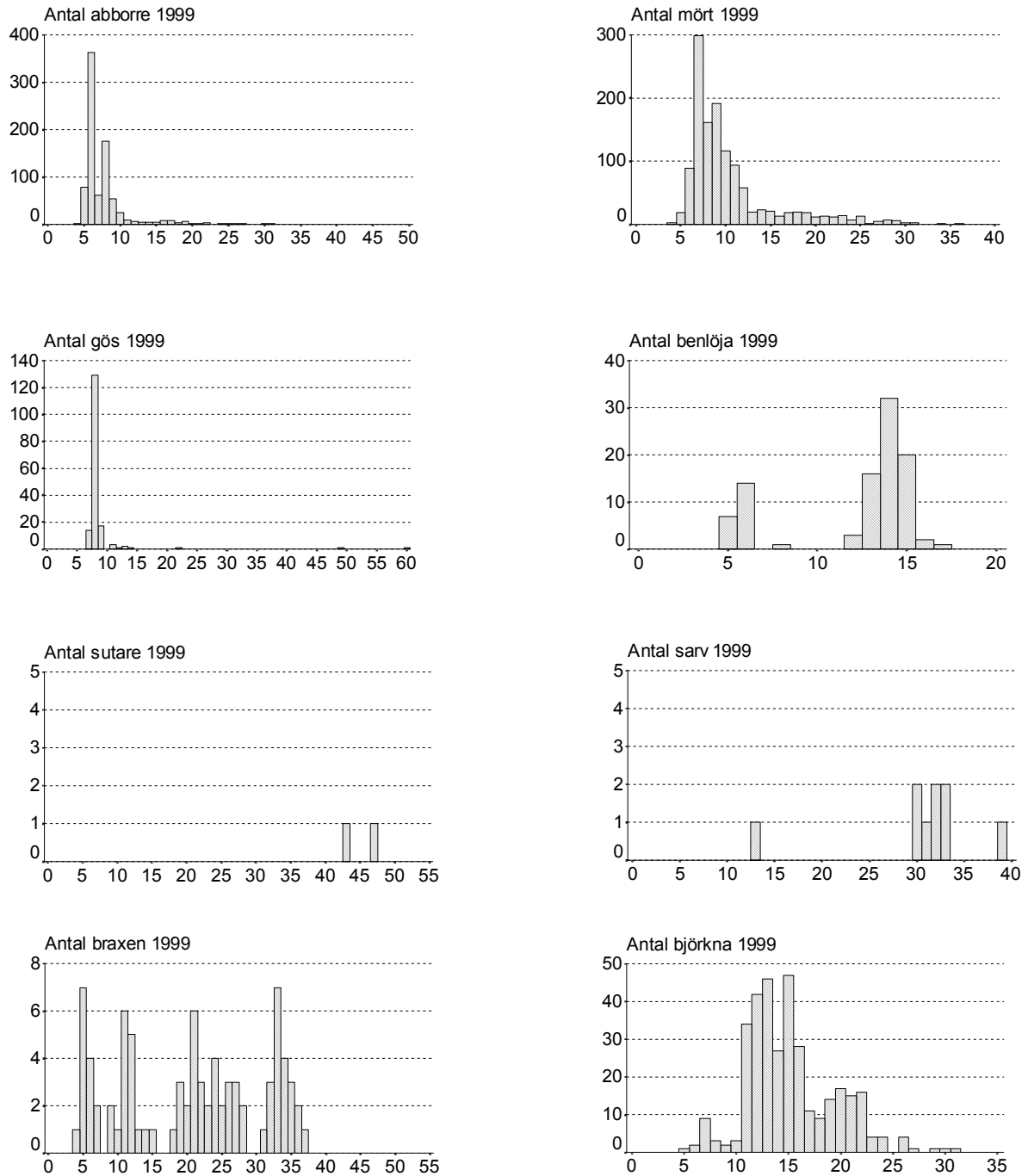
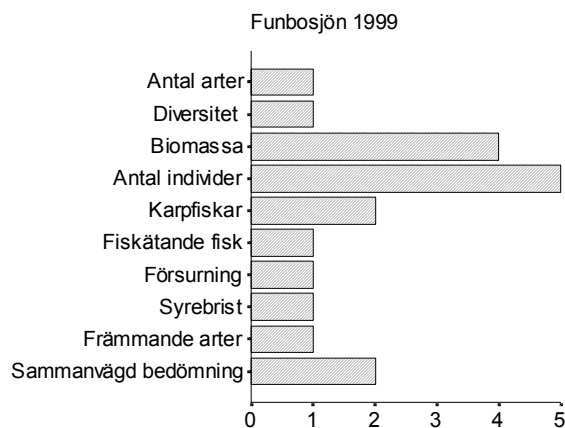


Fig. 4.1.3.5. Storleksfördelningen hos fångsten av de olika arterna vid provfisket i Funbosjön.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Fångsten avvek något från förväntat och det sammanvägda fiskindexet klassades som 2 (viss avvikelse från det förväntade) (Fig. 4.1.3.6). I huvudsak beror detta på att biomassan (klass 4), antalet individer (klass 5) och andelen karpfisk (klass 2) var högre, eller mycket högre än förväntat, vilket kan relateras till en hög fiskproduktion. Enligt FIX är fiskbeståndet sannolikt påverkat av eutrofiering vilket också överensstämmer med övriga analyser.



Figur 4.1.3.6. Klassificering av provfiskeresultatet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. 1=ingen eller obetydlig avvikelse, 2=Liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4= stor avvikelse och 5= mycket stor avvikelse från förväntade värden.

4.1.4 Diskussion

Deponianläggningen ger ett gediget intryck med noggrann avfallsbehandling och lakvattenrening. Majoriteten av utförda recipientundersökningar i området gör gällande att Hovgårdens avfallsanläggning inte påverkat nedströms belägna Tomtaån eller Funbosjön. Detta stämmer också med provfiskeresultatet. Den höga biomassan och stora antalet fångade individer tillsammans med att fisksamhället hyste en förhållandevis hög andel karpfisk indikerar emellertid att sjön sannolikt är påverkad av eutrofiering och perioder med låga syrgasförhållanden. Detta styrks också av en förhållandevis låg andel fiskätande fisk och förekomsten av sutare. Emellertid finns inga indikationer på att miljögifter påverkar samhällets struktur. Provfisket visar att sjöns fisksamhället är artrikt med hög artdiversitet, och ingen art uppvisar rekryteringsskador. Inte heller noterades yttre skador på fisken. Den låga individtillväxten hos abborre bör sannolikt hänföras till konkurrens både med de rika karpfiskpopulationerna och inomartskonkurrens. Någon jämförelse med det provfiske som utfördes 1993 har inte bedömts vara relevant då vattentemperaturen vid detta tillfälle var betydligt lägre (12 °C) än vid det här redovisade provfisket.

Dräneringssystemet som samlar upp lakvatten från upplaget kan dock ifrågasättas efter snart 30 år i bruk. Vidare är undersökningar av klororganiska föreningar i lakvattnet och recipientvattnet önskvärda. I produktiva sjöar som Funbosjön kan sannolikt utsläpp av miljögifter pågå obemärkt p g a låg giftkoncentration på eller i födopartiklarna till följd av att födotillgången är hög i förhållande till giftkoncentrationen i vattnet. De låga syrgasnivåerna vintertid gör det troligt att intern belastning kan förekomma och att näringsämnen och eventuella gifter i sedimentet då kan läcka ut i vattenmassan.

4.1.5 Slutsatser

Provfisket visar att sjöns fisksamhälle sannolikt är påverkat av en förhöjd närsaltsbelastning med perioder med låg syrgashalt. Utöver detta har inga tecken på att fisksamhället påverkats av miljöstörningar kunnat observerats. Enligt analyser av vatten, sediment och tungmetallhalter i bottenfauna bedöms sjön heller inte vara nämnvärt påverkad av avfallsupplaget. Det är emellertid inte osannolikt att gifter som inte analyserats, eller gifter för vilka analysmetoder saknas, kan ta sig igenom reningsanläggningen och nå Funbosjön. Förekomsten av två rödlistade fiskarter innebär att sjön har ett betydande naturvärde.

4.2 Bergsjön

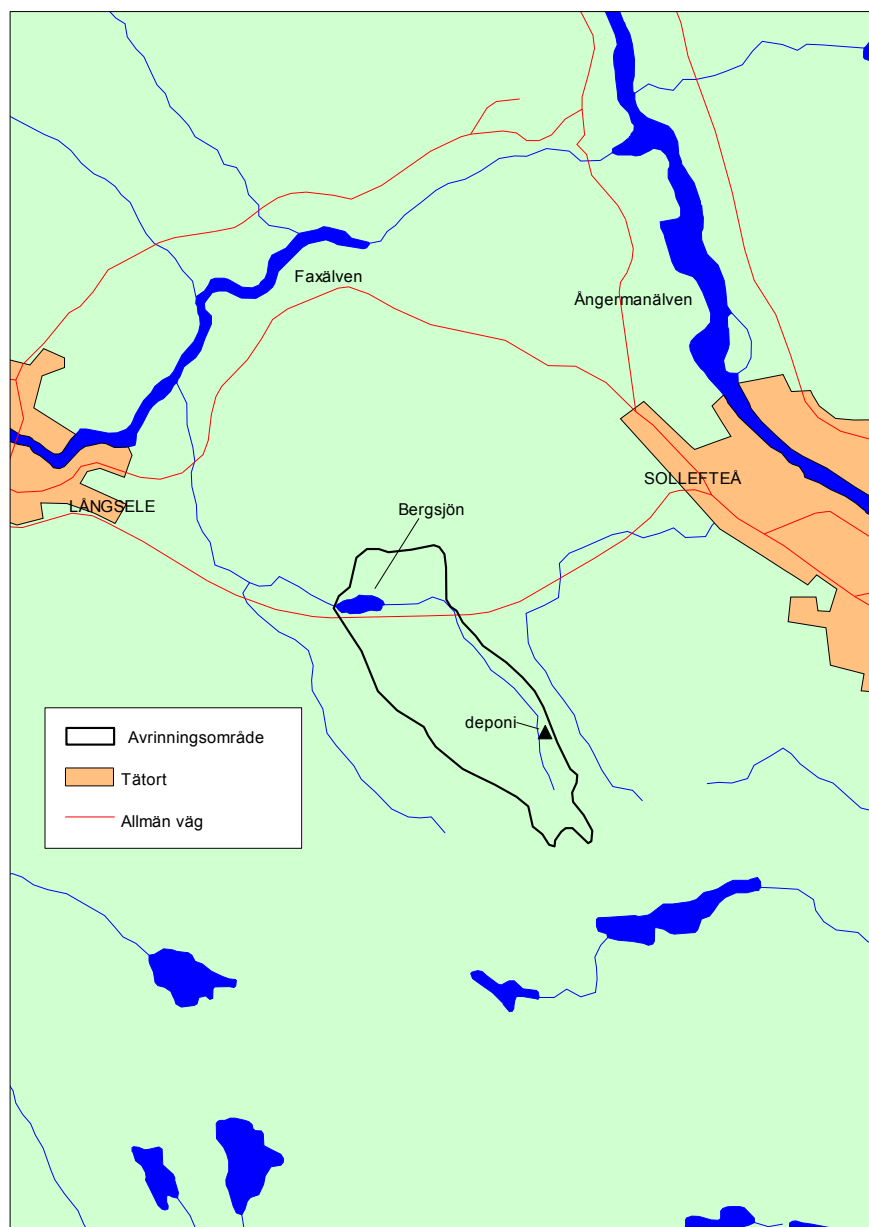
Tabell 4.2.1. Morfometriska, geografiska och avrinningsområdesspecifika uppgifter för Bergsjön

Koordinater	700658, 156723
Läge:	5 km VSV Sollefteå, ca 164 m ö h.
Kommun:	Sollefteå
Avr.område:	4,11 km ² ; varav 87% är skogsmark, 9% våtmark, 4% motorbana.
Största längd:	580 m
Största bredd:	150 m
Maxdjup:	5,1 m
Medeldjup:	2,1 m
Yta:	0,03 km ²
Volym:	0.0619 Mm ³
Teoretisk omsättningstid:	11 dygn
Avrinningsområde:	Fig. 4.2.1
Geologi:	Välbevarad metagråvacka runt hela sjön. Sur metavulkanit med porfyrisk textur på en yta av ca 0.07 km ² med på sluttningen av södra berget. Den dominerande jordarten inom avrinningsområdet är moig morän, följt av sandig morän, sand och hållmark.

4.2.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning

Strand- och naturtyp: Stränderna består av ett gungfly som helt domineras av starr med litet inslag av vattenklöver. Vattenståndet var högt vid besöket 99-10-12. Området närmast sjön består av blandskog av björk, tall och gran. Området är sankt. Med ökande avstånd från sjön minskar andelen björk. Området är kuperat med ett brant berg i norr. På båda sidor om sjön upptar föryngringsytor ca hälften av den ursprungliga skogsarealen.

Vattenmiljö: Bergsjön är med sitt mörka vatten och ringa siktdjup (1,15 m, 99-08-19) en sjö som starkt påverkas av omgivande skogsmark. Förmodligen har även Rödsta avfallsanläggning en viss inverkan på vattenkvaliteten i och med utsläpp av bl a syreförbrukande material, fosfor och kväve. Värden för dessa parametrar saknas i sjövattnet men halterna i Åsmyrbäcken nedströms Bergsjön var 9-10:e december 1996 omkring 1000 µg tot-N/l och 13 mg CODMn/l. Vid provtagningen var vattenståndet högt, vädret mildt och regnigt (VBB Viak 1997), varför värdena sannolikt är onormalt höga för årstiden. Vintertid drabbas sjön sannolikt av syrgasbrist då alloktont material bryts ned i den till följd av is kraftigt reducerade sjövolymen. Under kalla, snöfria vintrar kan isen vara två meter tjock (Öberg, muntlig uppgift). Vid med provfisket noterades en obehaglig lukt från näten då dessa lyftes ur sjön.



Figur 4.2.1. Karta över Bergsjöns omgivning och avrinningsområde.

Vattensystemets pH varierade 1996 mellan 5,4 och 7,2 (VBB Viak 1997). Högsta värdet uppmättes i Åsmyrbäcken precis nedanför deponin medan pH var lägst uppströms, ovan deponin. Nedströms Bergsjön, var pH 6,8. Vattnet i bäcken var 99-10-12 påfallande brunt.

Vid sjöns utlopp i väster finns en relativt gammal dammkonstruktion i betong. En ca 0,5 m bred öppning i denna reglerar vattenivån med hjälp av en spalt i vilken plankor är trädde. De översta plankorna som såg nya ut gav tillsammans med den översvämmade strandregionen intrycket av att en höjning av vattenståndet via dammen nyligen gjorts.

Vid Åsmyrbäckens mynningsområde i östra delen av sjön förgrenar sig bäcken på flera håll i små rännilar likt ett delta i den starrbevuxna stranden. Här påträffades färiska spår av bäver. Småspigg vid sjöns strandkant samt fisk av okänd art nedan dammregleringen har observerats (Öberg, muntlig uppgift).

4.2.2 Påverkan

Markanvändning: Skogsbruk bedrivs inom avrinningsområdet. Det finns också en motocrossbana längs Åsmyrbäcken nedströms Rösta avfallsanläggning. På sluttningen av Åsmyrberget i norr finns en skyttebana. Sjön saknar rekreativa värden och anses bland befolkningen vara fisktom.

Rödsta avfallsanläggning anlades 1975 och mottar i nuläget upp till 10 000 ton sopor årligen (Öberg muntlig uppgift) varav ungefär hälften slutdeponeras (uppgifter beräknad utifrån mottagna volymer enligt VBB Viak (1995) och omräkningstabell från m³ till ton beräknad för Hulesjön). Tippen är belägen i en norrsluttning mellan Gammobodberget och Långbroberget ca 4 km VSV Sollefteå centrum. Den årliga lakvattenproduktionen uppgick under perioden 1992-1998 i medeltal till ca 18 000 m³ (VBB Viak 1999). Hushållsavfall och industriavfall utgör de klart största avfallsslagen med vardera ca 20 000 m³/år. I övrigt sorteras avfallet upp i mindre fraktioner. Farligt avfall samt återvinningsbart avfall (glas, elektronik mm) mellanlagras i väntan på borttransport. Separata anläggningar används för asbest (500- 800 m³ per år), aska, oljeskadad jord, miljöfarligt avfall (VBB Viak 1995).

Sandig, siltig sandmorän och lermorän med mäktighet på en till två meter utgör de dominerande jordarterna inom deponeringsområdet. Moränen överlagras av ett tunt torv-/humuslager (VBB Viak 1999). Jordlagren har en begränsad täthet mot infiltration av vatten. Risken för okontrollerad förorenings-spridning med grundvattnet bedöms dock som liten p g a de naturliga topografiska förhållandena (VBB Viak 1995). Lakvattendiken och nedgrävda dräneringsledning leder lakvattnet till ett utjämningsmagasin. I det luftas vattnet med en högtrycksfläkt och cirkuleras med hjälp av en strömbildare. Från magasinet pumpas vattnet sedan 1991/92 via ett sprinklersystem upp på en infiltrationsbädd av sand med en mäktighet av 0,8 m (VBB Viak 1995). Därefter rinner vattnet ut i den ca 2,4 km långa Åsmyrbäcken innan det når Bergsjön. I utjämningsmagasinet finns också ett bräddavlopp som leder till bäcken. Under 1998 rann 3 700 m³ orenat lakvatten ut i Åsmyrbäcken (VBB Viak 1999). För att minimera lakvattenbildningen har täckning påbörjats på delar av deponin.

Ytterligare påverkan kan ske från motocrossbanan vilken antas kunna bidra med förhöjda tungmetallhalter i närbelägna Åsmyrbäcken. Även skjutbanan nära den östra delen av sjön kan eventuellt sprida kväveföreningar och tungmetaller i mark och vatten. Riksväg 87 som går ca 50 m från sjöns södra strand antas bidra med förhöjda metallhalter (VBB Viak 1997).

Lakvattenkemi: Föreningshalterna i lakvattnet betraktas som normalhöga för svenska förhållanden. Kväve (tot-N: 140 mg/l 1996-12-09-10), främst i form av ammonium (100 mg/l 1996-12-09-10), är tillsammans med COD den dominerande föreningen i lakvattnet. Halten av tot-P var vid samma tillfälle 0.078 mg/l (VBB Viak 1995). Enligt utförd microtox-undersökning är lakvattnets toxicitet mycket låg (VBB Viak 1997). Halterna av PCB, PAH, toluen, nonylfenol, opolära alifater, total mängd extraherbara aromater, AOX och EOX var lägre eller likvärdiga med jämförda anläggningar. Man påpekar dock att utspäningseffekter kan göra analysen missvisande (VBB Viak 1997).

Tabell 4.2.2.1. Genomsnittliga mängder av utsläppta ämnen under perioden 1995-1998 (VBB Viak 1999)

Ämne	Kg/år
Tot-N	2127
BOD7	101
CODCr	3036
Cd	0,053
Pb	0,52
Zn	1,17
Fe	14,7
Susp. ämnen	178,5
Cl-	6800

Recipientkemi: Utsläppen av det reade lakvattnet har påverkat Åsmyrbäcken huvudsakligen genom förhöjda halter av fosfor (tot-P: 0,036 mg/l 1996-12-09-10) och kväve (tot-N: 3,8 mg/l 1996-12-09-10) men också av COD-Mn (36 mg/l 1996-12-09-10). Vattnet i Åsmyrbäcken respektive Bergsjön är inget eller obetydligt påverkad av metaller. Analys av sediment från Bergsjön visar på förhöjda halter av bly och krom. Metallerna antas härstamma från riksväg 87 och en skjutbana inom avrinningsområdet. Sjön antas alltså inte vara påverkad av lakvatten från avfallsanläggningen i detta avseende (VBB Viak 1997).

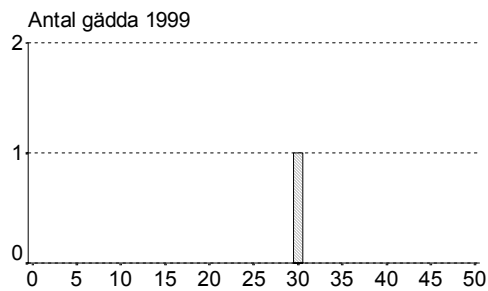
Om man antar att allt kväve som släpps ut från anläggningen (2 127 kg/år) når sjön och att flödena är konstanta över året ger det enligt beräkning en kvävehalt (exklusive den naturliga nivån) av ca 1 mg tot-N/l sjövattnet. Gäller samma antaganden för fosforbelastningen ger det enligt en jämförelse av värdena från provtagningen i december 1996 en nivå som är ca hundra gånger lägre än kvävehalten, d v s en halt omkring 10 µg/l. Tillkommer gör dessutom den naturliga belastningen av kväve och fosfor från omgivande mark. Sammantaget gör det att vattnet kan antas vara relativt näringsrikt.

4.2.3 Provfiske

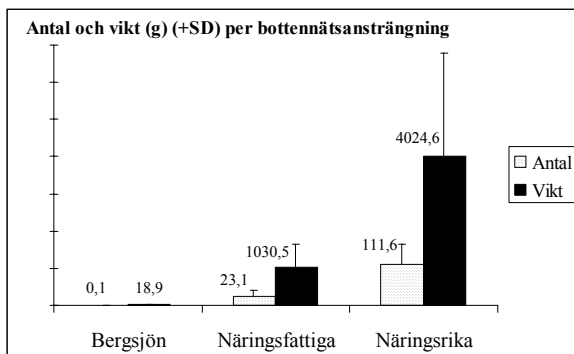
Artförekomst/antal arter och diversitet: Fångsten utgjordes av en gädda. Enligt muntliga uppgifter skall även spigg finnas i sjön. Antalet fångade arter var därmed lägre jämfört med jämförvärdet för sjön (3 arter, Appendix s. 4). En sjö av Bergsjöns storlek och belägenhet hade förväntats hysa även abborre och möjligen någon ytterligare art.

Fiskbiomassa/Antal: Den fångade gäddan, som var ca 30 cm lång, vägde 150 gram (Fig. 4.2.3.1, Tabell 4 och 6 i Appendix s. 2). Den ovanligt sparsamma fångsten medförde att både antalet fiskar och biomassa var mycket lägre jämfört med jämförvärdet (Appendix s. 4, Fig. 4.2.3.2).

Fisksamhällets struktur och funktion: Det är sällsynt att en sjös naturliga fiskbestånd endast består av gädda och eventuellt spigg. Det går inte att göra en bedömning av fisksamhället utifrån det erhållna resultatet.



Figur 4.2.3.1. Längden på den fångade gäddan i Bergsjön.



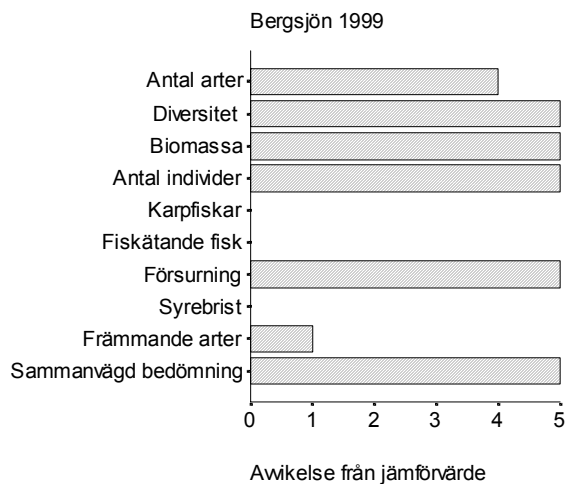
Figur 4.2.3.2. Fångst per ansträngning i Bergsjön i förhållande till näringsfattiga (n=67) och näringsrika (n=4) sjöar.

Indikatorarter: Sjöar med enbart förekomst av gädda har ofta varit kraftigt sura/försurade då gädda är en av de arter som kan överleva låga pH-värden (Degerman & Lingdell 1993).

Rekrytering: Rekryteringen av fisk i sjön kan inte bedömas. Det finns ingen möjlighet för fisk att vandra upp till Bergsjön från vattensystemet nedströms sjön då dammkonstruktionen i sjöns utlopp utgör ett definitivt vandringshinder för fisk. Sannolikt är därför gäddan som fångades vid provfisket uppväxt i sjön.

Anomalier (sår och andra synliga skador på fisken): Gäddan hade inga synliga sår eller skador på kroppen.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Den sparsamma fångsten i Bergsjön medförde att det sammanvägda fiskindexet klassades som 5 och fångsten uppvisade därmed en mycket stor avvikelse från det förväntade (Fig. 4.2.3.3). Antalet arter var färre (klass 4) och diversiteten (klass 5), antalet individer (klass 5) och biomassan (klass 5) var mycket lägre än förväntat.



Figur 4.2.3.3. Klassificering av provfiskeresultatet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. 1=ingen eller obetydlig avvikelse, 2=Liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4= stor avvikelse och 5= mycket stor avvikelse från förväntade värden.

4.2.4 Diskussion

Recipientundersökningen 1996 visade att Åsmyrbäcken är påverkad av renat lakvatten från soptippen med förhöjda halter av kväve, fosfor och COD (VBB Viak 1997). De utsläppta ämnena torde ha en negativ effekt på syrgassituationen i sjön och kan antas leda till syrgasbrist främst vintertid. Detta skulle också kunna vara en möjlig förklaring till det utarmade fisksamhället. Andra sjöar där enbart gädda förekommit har ofta varit kraftigt försurade då vuxen gädda är en av de arter som kan överleva låga pH-värden (Degerman och Lingdell 1993). Under 1996 uppmättes låga pH-värden (som lägst 5.4) i Åsmyrbäcken uppströms deponin medan pH var nära neutralt nedströms deponin. Den enligt muntliga uppgifter förekomsten av spigg i Bergsjön tyder emellertid på att sjön numera inte är sur då spigg i huvudsak har observerats i vatten med mycket högt pH (Degerman & Lingdell 1993). Vattenkemiska analyser på skilda platser i vattensystemet indikerar emellertid att lakvattnet har en pH-höjande effekt. Det är sannolikt att pH i sjövattnet var lägre innan deponin anlades 1975 eftersom avrinningsområdet domineras av barrskog och våtmarker. Detta styrks också av att sjön allmänt ansetts som "fisktom" av lokalbefolkningen sedan lång tid. Andelen lakvatten i Åsmyrbäcken beräknas utgöra endast 1-2% p g a att den lakvattenproducerande ytan är liten i förhållande till övrig markareal som bäcken avvattnar (Kontrollprogram, Rödsta avfallsanläggning, Sollefteå 1998).

Lakvattnets toxicitet bedömdes emellertid vara låg och påverkan på vatten och sediment nedströms avfallsstationen obetydlig. Sedimentanalyserna visade på en förhöjd halt av ämnena bly och krom vilka antogs härröra från trafiken på riksväg 87 samt den intilliggande skyttebanan. I och med att ett stort område ovan upplaget har sin naturliga avrinning i riktning mot avfallsupplaget (VBB Viak 1995) torde detta öka risken för att vatten från omgivande områden tränger in i deponeringsområdet och transporterar ut urlakade ämnen under upplaget. Provtagningar i närbelägna Kölsbäcken har emellertid inte visat på någon påverkan, vilket tolkas som att lakvattenuppsamlingen fungerar som avsett (VBB Viak 1995). Vidare har grundvattenanalyser utanför området inte indikerat någon påverkan från deponin (Öberg muntlig uppgift).

Det kan inte uteslutas att giftiga ämnen tar sig igenom luftningsbassängen och den 80 cm tjocka sandbädden. Klorid är exempel på ett ämne som inte fastläggs i mark (Maxe & Johansson 1998) och som i naturen har visats bilda klororganiska föreningar ihop med humusämnen (Hoekstra & De- Leer 1993; Langvik & Holmbom 1994; Fogelqvist et al. 1996). Klorid som läcker ut i Åsmyrbäcken torde därför vålla en risk för bildning av klororganiska föreningar i det humösa vattnet i Bergsjön och Åsmyrbäcken. Halterna av vissa föroreningar i det renade lakvattnet genomgår troligen en viss reduktion under transporten ned till sjön. Det deltaliknande området vid Åsmyrbäckens mynning kan antas ha en renande effekt på vattnet då gifternas fastläggningsmöjligheter är stora på den stora substratytan. Den snabba omsättningen av vatten i sjön gör att uppehållstiden för föroreningar i sjön är kort vilket minskar risken för upptag och ackumulering i levande organismer vilket torde försvåra möjligheterna att upptäcka föroreningsinducerade skador.

4.2.5 Slutsatser

Provfisket visar att sjöns fisksamhälle var kraftigt utarmat. Orsakerna till detta kan vara flera. Sjön kan under tidigare perioder ha haft ett så pass surt vatten att få eller inga fiskarter överlevt och förekomsten av vandringshinder kan ha hindrat kolonisering från nedströms liggande sjöar. Det är också möjligt att direkt påverkan från deponin, eller syrgasbrist till följd av hög nedbrytning från under vinterperioden, har bidragit till utarmningen.

Enligt utförda kemiska undersökningar anses sjön inte vara nämnvärt påverkad av utsläpp från avfallsstationen. Dess korta omsättningstid bör bidra till en kort uppehållstid för gifter och sålunda en minskad risk för ackumulering i näringskedjan. Enligt analyser sker läckage av gifter i begränsad omfattning. Dock är kunskapen om giftkoncentrationernas effekt i olika typer av vatten sannolikt bristfällig, varför man inte kan avfärda de påvisade ämnena som eventuella källor till störningar på biota.

4.3 Hulesjön

Tabell 4.3.1. Morfometriska, geografiska och avrinningsområdesspecifika uppgifter för Hulesjön

Koordinater:	645008, 136594
Läge:	1 km SV Falköpings centrum i direkt anslutning till orten, 202,4 m ö h.
Kommun:	Falköping
Största längd	400 m
Största bredd	160 m
Maxdjup	3,1 m
Medeldjup	2,4 m
Yta	0,05 km ²
Volym	0.121 Mm ³
Teoretisk omsättningstid	(7 dygn)
Avrinningsområde:	9,42 km ² ; varav 22% skogsmark, 1% våtmark, 33% åkermark, 7% industriområde samt 37% stadsbebyggelse (Fig. 4.3.1).
Geologi:	Berggrunden består av kalksten och jordarterna av ett vanligen mäktigt (>3 m) moränlager.

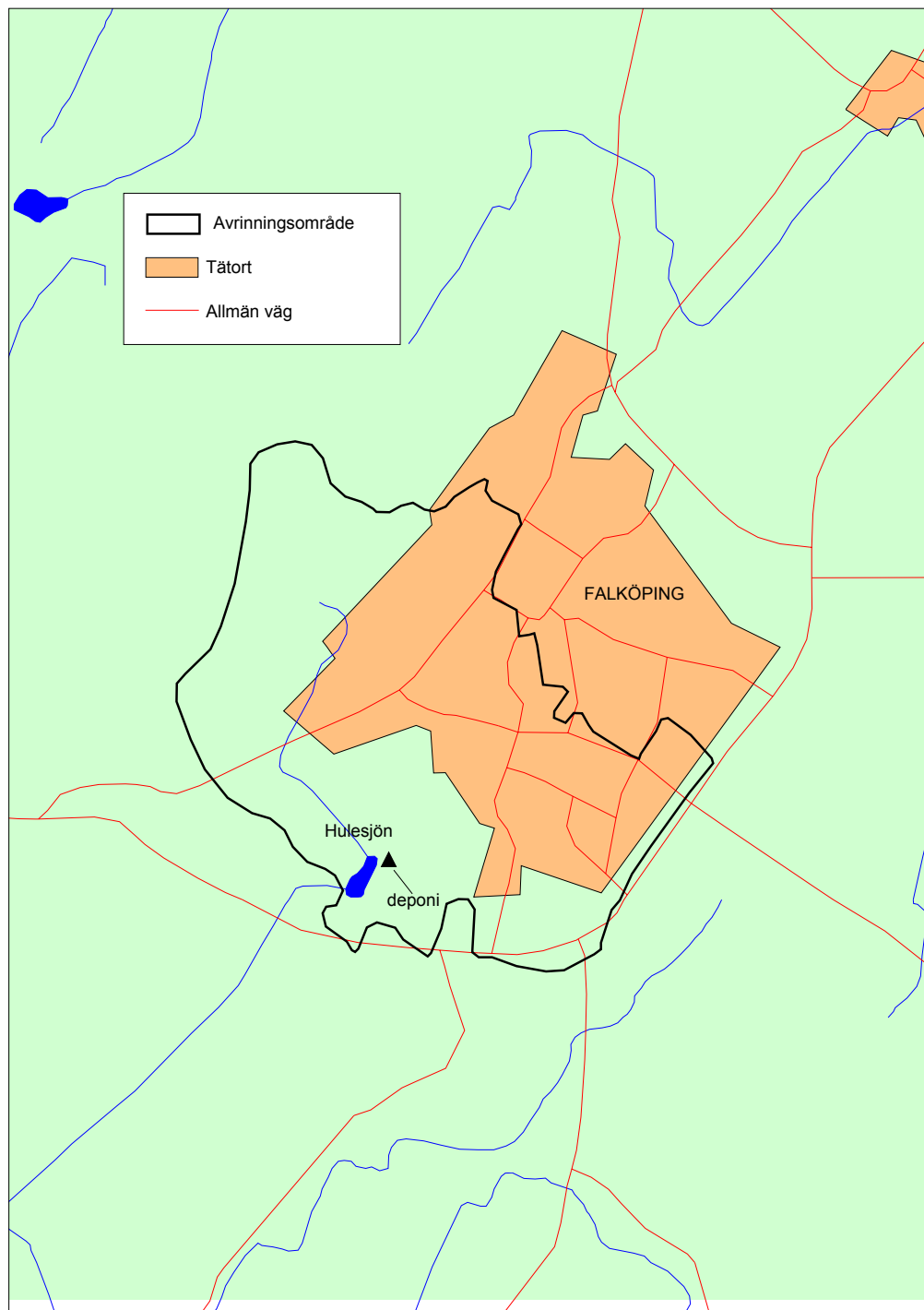


Fig. 4.3.1. Karta över Hulesjöns omgivning och avrinningsområde

4.3.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning

Strand- och naturtyp: Hela sjön kantas av en ca 5 m tjock bård av vass med inslag av kaveldun. På de mjuka, dyiga stränderna växer starr och al medan gräs, hallon, ormbunkar och örter växer längre upp på land. Den till största del mossbeklädda skogsmark som omger sjöns direkta närhet dominerades av tämligen låga björkar och tallar med inslag av asp och gran. Bitvis består marken av myr, rikligt bevuxen av odonsnår.

Vattenmiljö: Vattnet i denna extremt näringsrika sjö (tot-P: 0,31 mg/l; tot-N: 16-18 mg/l, 99-08-23, KM-lab AB 1999) är starkt brunfärgat med ett litet siktdjup (0,5 m 99-08-21) och stora ansamlingar av algaggregeringar.

Uppvällande gasbubblor tyder på att anaeroba processer sannolikt äger rum i bottensedimentet. I samband med provfisket noterades en obehaglig lukt då näten lyftes ur sjön.

4.3.2 Påverkan

Markanvändning: Stora delar av avrinningsområdet upptas av bebyggelse, vägar, gräsmattor och öppna ytor i anslutning till bebyggelse. De mer höglänta områdena är skogbevuxna medan slätterna söder om staden till stor del består av åkermark. Det enda rekreativa värdet av Hulesjön är fågelskådning. Ett stort antal fåglar använder sjön som rastplats. Den lokala fiskeklubben förhörde sig om möjligheten att starta ett "put and take-fiske" i sjön (Nyhammer muntlig uppgift).

Falköpings kommunala avfallsstation är belägen ett femtiotal meter öster om Hulesjön. Sopor har deponerats på platsen sedan 1910-talet.

Den för deponering avsatta ytan är 32 ha av vilka ca 25 ha för närvarande används för avslutad eller pågående deponering. I nuläget mottas en mängd av ca 57 000 ton/år varav maximalt 20 000 ton slutdeponeras. Ca 80% av den mottagna mängden utgörs av industriavfall, vilket deponeras efter att återvinningsbara fraktioner utsorterats. Schaktmassor och hushållsavfall utgör ca 13% respektive 7% av totala mottagna sopmängden (Pettersson 1997). En återvinningscentral ger möjlighet att avlämna utsorterat material som papper, papp, plast, glas, kläder, skrot, vitvaror, batterier, miljöfarligt avfall, träavfall samt kvicksilverhaltiga produkter. Dessa fraktioner transporteras sedan till annan ort. Oljehaltig jord läggs på tät platta medan asbest och aska deponeras på en för ändamålet iordningställd plats (Anonym 1989). Slam från reningsverket har tidvis deponerats (VAI VA-Projekt AB 1999) och utgjorde år 1998 4 000 ton (Pettersson 1997).

Lakvattenproduktionen beräknas uppgå till mellan 70 000 och 100 000 m³ årligen. Det lakvatten som inte perkolerar i underliggande mark samlas upp i omgärdande diken. Under 1980-talet leddes lakvattnet över till det närbelägna kommunala reningsverket medan man sedan 1992 låter det recirkulera. Detta sker genom att vatten från lakvattenmagasinet pumpas upp till en damm på deponin och infiltreras därifrån åter in i avfallet (Pettersson 1997).

Vattennivån i lakvattendammen styrs av ett PVC-rör som leder ut överflödigt lakvattnet på ett framtida deponeringsområde söder om tippen.

Reningsbehandlingen av lakvatten i nuläget utgörs av denna recirkulation samt av översilning av underliggande mossmark (Falköpings kommun 1998). Marktypen i deponeringsområdet består av ett högst 4-5 m mäktigt torvlager underlagrat av ca 1 m finkornig morän som bedöms som tät (Geosigma; Pettersson 1997). Lagerföljden under moränen består av alunskiffer (5 m), sandsten (30 m), urberg (>>100 m). Vissa, genom torven uppstickande moränkullar förekommer (Pettersson 1997). Grundvattnet i området bedöms strömma i sydvästlig riktning men ingen undersökning är gjord på hur strömningarna sker i torven under deponin. En vägbank mellan sjön och deponin antas dränera grundvatten mot sjön (Geosigma).

Vid en undersökning av lakvattentransporten år 1998 framkom att systemet med lakvattendiken fungerade otillfredsställande. Lakvatten läckte nämligen ut till ett yttre dike som syftar till att förhindra inströmning från omkringliggande mark (Pettersson 1998).

Det kommunala avloppsreningsverket är beläget ca 400 m uppströms. Nyligen har man där infört kvävgasrening. Det finns inga uppgifter om utsläpp av hormonliknande ämnen eller bromerade flamskyddsmedel. Den lilla gölen norr om Hulesjön har tidigare använts som reningsverkets sedimentationsanläggning (Tigell muntlig uppgift).

Ett dagvattendike som avvattnar ungefär halva stadsytan mynnar i sjöns nordvästra del. Ungefärliga årsvisa föroreningsmängder presenteras i Tabell 4.3.2.1.

Med hjälp av schablonvärden för medelhalter i dagvatten (Nordström 1991) och avrinningsytor uppmätta från kartstudier beräknades ungefärliga värden för den årliga belastningen av ämnen som via dagvatten tillförs Hulesjön. Data angående renat avloppsvatten erhöles muntligen av K. Tigell, Falköpings kommun. Lakvattnets tillförsel av ämnen beräknades utifrån den övre gränsen för det beräknade lakvattenflödet (100 000 m³/år) och ett medelvärde av halterna vid de senaste analystillfällena i pumpstationen eller lakvattendammen. Det bör noteras att beräkningen baseras på de största lakvattenmängder som hypotetiskt kan nå Hulesjön och utan hänsyn till den renande mekanism som transport genom marken innebär.

Tabell 4.3.2.1. Ungefärlig belastning av ämnen från tre olika källor på Hulesjön

Ämne	Dagvatten (kg/år)	Renat avloppsvatten (kg/år)	Lakvatten (kg/år)
Pb	238	2,34	0,65
Zn	357	26,1	2,7
Cu	119	26,7	0,9
Hg		0,2	<0,0016
Cd		0,97	<0,0016
Tot-N	2380	66900	4280
Tot-P	416	770	9,3
COD	1200	107100	9900
BOD		25400	640

På ett uppskattningsvis 0,5 km² stort område som sträcker sig från Göteborgsvägen i norr till platsen för den nuvarande tippen i söder har sopor deponerats på flera ställen sedan 1930-talet. I dag är området till viss del täckt av asfalt och industribebyggelse.

Norr om reningsverket och söder om Göteborgsvägen ligger en sportskyttbana och inom avrinningsområdet finns bl a flera skrotupplag, flera lackeringsverkstäder, en verkstadsindustri, ett mejeri och en ytbehandlingsindustri.

Lakvattenkemi: Biologisk/kemiska undersökningar av lakvattnet visar att detta har relativt låg toxicitet enligt toxicitetstest på *Daphnia magna* (KM Miljöteknik AB 1997), även om stora variationer förekommer under året (Falköpings kommun 1998). Nivån av organiskt material (BOD₇) och (COD_{Cr}) är låg respektive måttligt hög. Halterna av fettlösligt organiskt material som kan lagras i växter och djur var låga medan metallhalter var mycket låga i lakvattnet. Halterna av kväve är genomgående låga medan andelen ammonium är hög (Falköpings kommun 1998).

Recipientkemi: Analyser av sedimentprov tagna 1999 i Hulesjön visade på höga koncentrationer av PCB (halter 0.85 mg/kg ts) och DDT (medel 0.11 mg/kg ts). KM-lab AB (1999) som utförde analysen på uppdrag av Lidan-Nossans Vattenvårdsförbund bedömde att ”effekter på även mindre känsliga arter kan väntas” samt att en lokal källa kan vara tänkbar. Vattenkemiprov togs 1999-08-23. Analys av dessa visade att halterna av PCB, DDT och metaller i Hulesjöns vatten var under detekterbara nivåer. I de två förstnämnda ämnenas fall antas det bero på ämnenas låga vattenlöslighet och att transporten av ämnena sker nära botten, under nivån för provtagningen. De låga halterna av metaller antogs bero på låg belastning i sjön. Ammoniumkoncentrationen i vattnet var hög (18 000 $\mu\text{g/l}$) vid samma undersökning (KM-lab AB 1999). Syrgashalten var 99-08-23 god på 1,5 m djup. En sedimentundersökning utförd 1990 visade på höga halter av fosfor, zink, bly, krom, nickel och kvicksilver. Halterna var högst i de djupare skikten vilket visade att belastningen avtagit på senare år (Pettersson 1998).

4.3.3 Provfiske

Artförekomst/antal arter och diversitet: Vid provfisket 1999-08-20 fångades endast mört i bottennäten (Tabell 7-9 i Appendix s. 2), en död gädda observerades dock flytande i vattnet. Antalet fångade arter var därmed lägre än jämförvärdet (3 arter, Appendix s. 4). I opåverkat tillstånd borde abborre, mört, gädda och ev. någon ytterligare karpfisk funnits i sjön.

Fiskbiomassa/Antal: Fångsten utgjordes endast av 10 individer, varav samtliga fångades i ett och samma nät placerat nära utloppsbacken i sjöns södra ände. Fångsten per ansträngning var därmed betydligt lägre än jämförvärdet (30 individer, resp. 1648 g, Appendix s. 4) och i jämförelse med näringsfattiga och näringsrika sjöar (Fig. 4.3.3.1).

Fisksamhällets struktur och funktion: Fisksamhället bestod enbart av en fåtalig mörtpopulation, möjligen med inslag av enstaka gäddor. Sannolikt finns det inget permanent fisksamhälle utan enstaka individer kommer tillfälligt in i sjön från utloppsbacken. Storleks- och åldersfördelningen hos de fångade mörtarna visade att de härstammade från tre olika årsklasser och att de hade haft en mycket hög individtillväxt jämfört med mörtens tillväxt i referenssjöarna (Fig. 4.3.3.2; Fig. 4.3.3.3; Fig. 4.3.3.4).

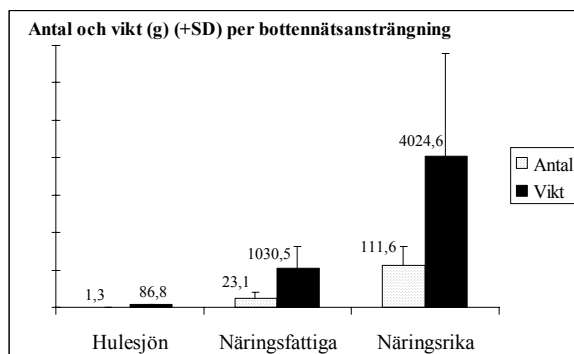


Fig. 4.3.3.1. Fångst per ansträngning i Hulesjön i förhållande till näringsfattiga ($n=67$) och näringsrika ($n=4$) sjöar.

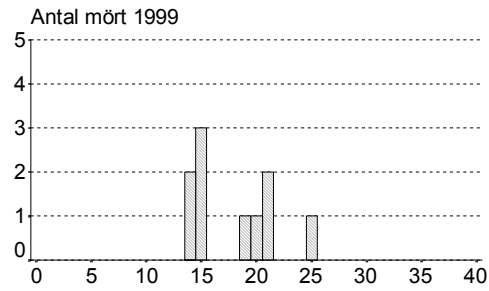


Fig. 4.3.3.2. Längdfördelningen hos fångsten av mört i Hulesjön.

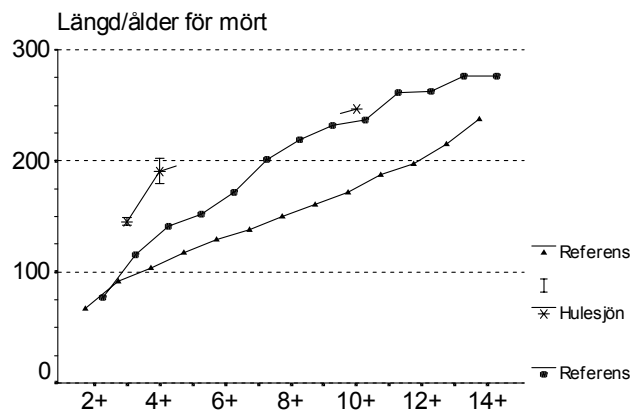


Fig. 4.3.3.3. Medellängd \pm SD vid olika åldrar för mört i Hulesjön i förhållande till två referenssjöar där mörtens har god respektive långsam tillväxt.

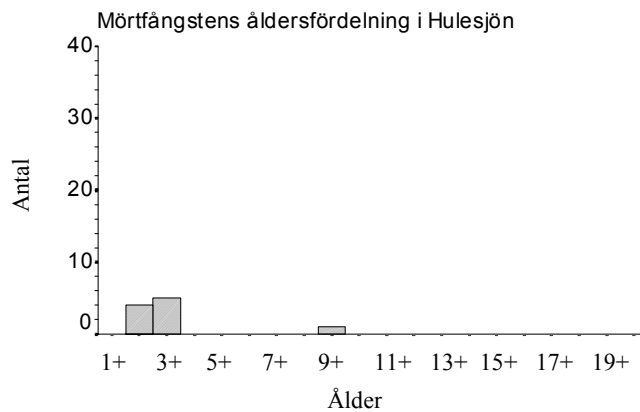


Fig. 4.3.3.4. Åldersfördelningen (10 individer) hos mörtfångsten från Hulesjön.

Indikatorarter: Inga indikatorarter noterades i sjön.

Rekrytering: Eftersom mörtarna fångades nära utloppet hade de sannolikt inte rekryterats i sjön utan vandrat upp till sjön från utloppsbacken. Förmodligen sker ingen rekrytering av fisk i sjön.

Anomalier (sår och andra synliga skador på fisken): De mörtar som fångades i sjön hade både yttre och inre skador. Alla fiskarna var blodiga i bukhålan och i skallen. De större mörtarna hade även blodiga inälvor och leverskador. En fisk hade ytliga sår.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Den mycket sparsamma fångsten i Hulesjön medförde att provfiskeresultatet avvek kraftigt från förväntat och det sammanvägda fiskindexet klassades som 5 (Fig. 4.3.3.5). Antalet arter var betydligt färre (klass 5) och diversiteten (klass 5), biomassan (klass 5) samt antalet individer (klass 5) var mycket lägre än förväntat.

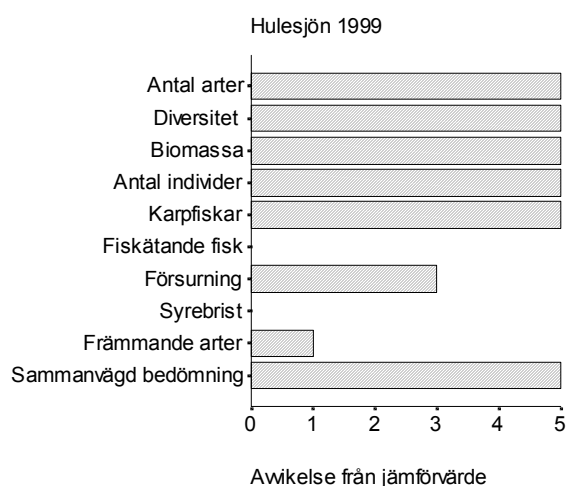


Fig. 4.3.3.5. Klassificering av provfiskeresultatet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. 1=ingen eller obetydlig avvikelse, 2=Liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4= stor avvikelse och 5= mycket stor avvikelse från förväntade värden.

4.3.4 Diskussion

Såväl artantal, biomassa, individantal, avsaknad av rekrytering och hög andel fisk med skador visar att fisksamhället i sjön var kraftigt påverkat av någon yttre faktor. Eftersom fångsten var lokaliserad till det nät som var placerat närmast utloppsbacken är det möjligt att den fisk som fångades migrerat uppströms från bäcken. Detta kan också vara förklaringen till varför individtillväxten var så pass hög i jämförelse med referensvärdena, trots att alla individer uppvisade mer eller mindre tydliga skador.

Orsakerna till skadorna på fisksamhället kan vara flera. Deponins recirkulationssystem av lakvatten bygger på att ett lakvattenläckage sker från deponeringsområdet (då nederbörden är större än avdunstningen torde annars lakvattenmängden inom tippområdet efter hand öka). Lakvattnet kan då antingen perkolera ned i grundvattnet, pressas via markvatten ut under uppsamlingsdikena i öster, väster eller i båda riktningarna. Eftersom den allmänna grundvattenströmningen sker i sydvästlig riktning talar detta för att förorenat grundvatten kan nå sjön. Det faktum att deponin huvudsakligen är belägen på torv underlagrad av tät morän torde dock göra att transporten sker långsamt och att vattnet i viss mån renas (på exempelvis tungmetaller).

Den vanligen höga jonbyteskapaciteten och renande förmågan i mossar och våtmarker är dokumenterad (Jansson et al. 1985, Maxe & Johansson 1998). Det kan emellertid ifrågasättas om dessa egenskaper bibehållits under den långa tid belastningen ägt rum. Risken för att läckande miljögifter förs med yt- eller grundvatten ut i Hulesjön bör vara avsevärd. De höga halterna av PCB och DDT i sjöns sediment indikerar också att det kan finnas ett lokalt läckage. Eftersom ämnena sannolikt har deponerats på tippen under dess långa historia och inga undersökningar gjorts avseende halterna i lakvattnet kan det inte uteslutas att gifterna härstammar från deponin. Vidare finns risk för att elartiklar eller andra varor som ofta innehåller miljögifter hamnar på tippen då avfallsstationen hålls öppen för allmänheten och kapacitet att sortera alla tillförda sopmängder saknas.

Då endast 1/60 av Hulesjöns avrinning härstammar från deponeringsområdet antas belastningen från avfallsupplaget vara liten jämfört med andra verksamheter inom avrinningsområdet (Falköpings kommun 1998). Utsläpp från reningsverket framstår enligt de översiktliga beräkningar som gjorts vara den största källan till förhöjda närsalthaler i Hulesjön. Stora delar av året är bottenvattnet sannolikt syrgasfritt vilket torde leda till att föroreningar, i dag, och i lång tid framåt kommer att tillföras vattnet genom intern belastning. Den snabba omsättningstiden i sjön gör att miljögifter i liten grad sedimenterar i sjön och att belastningen på nedströms liggande vatten är stor.

4.3.5 Slutsatser

Sjöns fisksamhälle bedöms vara allvarligt påverkat av yttre faktorer. Detta styrks också av att sjön med stor sannolikhet är påverkad av lakvatten, dagvatten, kommunalt reningsvatten, läckage från industriområdet och/eller gamla deponimassor. Halterna av undersökta ämnen (metaller och näringsämnen) är emellertid låga i lakvattnet och påverkan från deponin avseende dessa torde således vara marginell. Sedimentanalyserna visar på höga värden av DDT och PCB vilket föranlett slutsatsen att en lokal källa är tänkbar. Ett läckage av dessa samt likartade ämnen förekommer sannolikt i deponin.

De många potentiella föroreningskällorna i avrinningsområdet gör det svårt att dra slutsatser om avfallsupplagets inverkan. Deponin är belägen på en mosse, en marktyp vars renande förmåga är hög (Jansson et al. 1985, Maxe & Johansson 1998). Men med den långa tid som mossen förmodligen tjänat som filter av lakvatten och det ringa avståndet mellan deponin och sjön i åtanke, kan man anta att markens renande effekt är undermålig och att vissa ämnen transporteras från deponin via mossen till Hulesjön.

4.4 Gysjön

Tabell 4.4.1. Morfometriska, geografiska och avrinningsområdesspecifika uppgifter för Gysjön

Koordinater:	639218, 144728
Läge:	2 km SV Eksjö centrum, 202,8 m ö h.
Kommun:	Eksjö
Största längd	1,79 km
Största bredd	0,91 km
Maxdjup	8,0 m
Medeldjup	2,9 m
Yta	0,62 km ²
Volym	1,83 Mm ³
Teoretisk omsättningstid	1,4 år
Avr.område:	4,30 km ² ; varav 91% skogsmark, 1% våtmark, 4% åkermark och ängsmark, 1% sjö, samt 3% skjutbanor och militärt övningsområde (Fig. 4.4.1)
Geologi:	Bergarter som förekommer i området är äldre granit, granodionit och tonalit, ofta gnejsiga. Jordmånen domineras av sand, grus och morän med en mäktighet av ca 10-12 m. Kala berghällar och torv förekommer i liten utsträckning.

4.4.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning

Strand- och naturtyp: Större delen av sjön omges av täta vassar med varierande tjocklek. Andra växter som bidrar till en riklig vegetation i sjön är bl a kaveldun, säv, näckrosor och igelknopp. Vegetationens mängd, vattnets höga pH-värde (pH 7-9, stencil Eksjö kommun), N- och P- halterna (760 $\mu\text{g/l}$ respektive 21 $\mu\text{g/l}$ i medeltal 1996-1998, stencil Eksjö kommun) tillsammans med siktdjupet (1,8 m 99-08-31) ger intryck av att sjön är mesotrof eller eventuellt måttligt eutrof. Skogen närmast stranden består av al och björk medan barrskog med inslag av lövträd dominerar i övrigt. Området är relativt flackt med undantag för två höjder i den nordöstra delen av tillrinningsområdet. Vid provfisket fångades förutom fisk även signalkräfta. En undersökning av bottenfaunan nedströms Gysjön gav resultat som betraktades som normala (Johansson muntlig uppgift).

4.4.2 Påverkan

Markanvändning: Vid västra stranden i höjd med sjöns mitt låg tidigare en lungklinik med ett tillhörande tvätteri. Ett militärt övningsområde samt en idrottsanläggning är belägna norr om avfallsstationen. Inom avrinningsområdet finns även en minkfarm bredvid deponin och en ridhusanläggning i söder. En golfbana utgör en liten del av området. Sportfiske bedrivs av bl a en fiskeklubb (fisken äts vanligen inte).

Gysjöns kommunala avfallsupplag anlades 1945. År 1998 togs 7 800 ton sopor emot varav 7 400 ton slutdeponerades. Resten, miljöfarligt avfall samt återvinningsbara eller brännbara fraktioner, transporterades bort i enlighet med gällande föreskrifter. De största avfallsslagen som deponerades 1998 var avfall från kommunalt avlopp (2 105 ton), avfall från energiutvinning, bl a bränt hushållsavfall (1 610 ton), och ej branschspecifikt industriavfall (1 311 ton). Bland övriga avfallslag som deponeras återfinns oljehaltiga jordmassor, asbest och aska (Eksjö energi 1999). Uppgifter om vad och vilka mängder som deponerats i förfluten tid saknas, men hushållsavfall antas vara det största avfallslaget. Avloppsslam har deponerats i de södra delarna av deponin. Känt är också att deponin ursprungligen användes av militären och att ingen tung industri finns på orten.

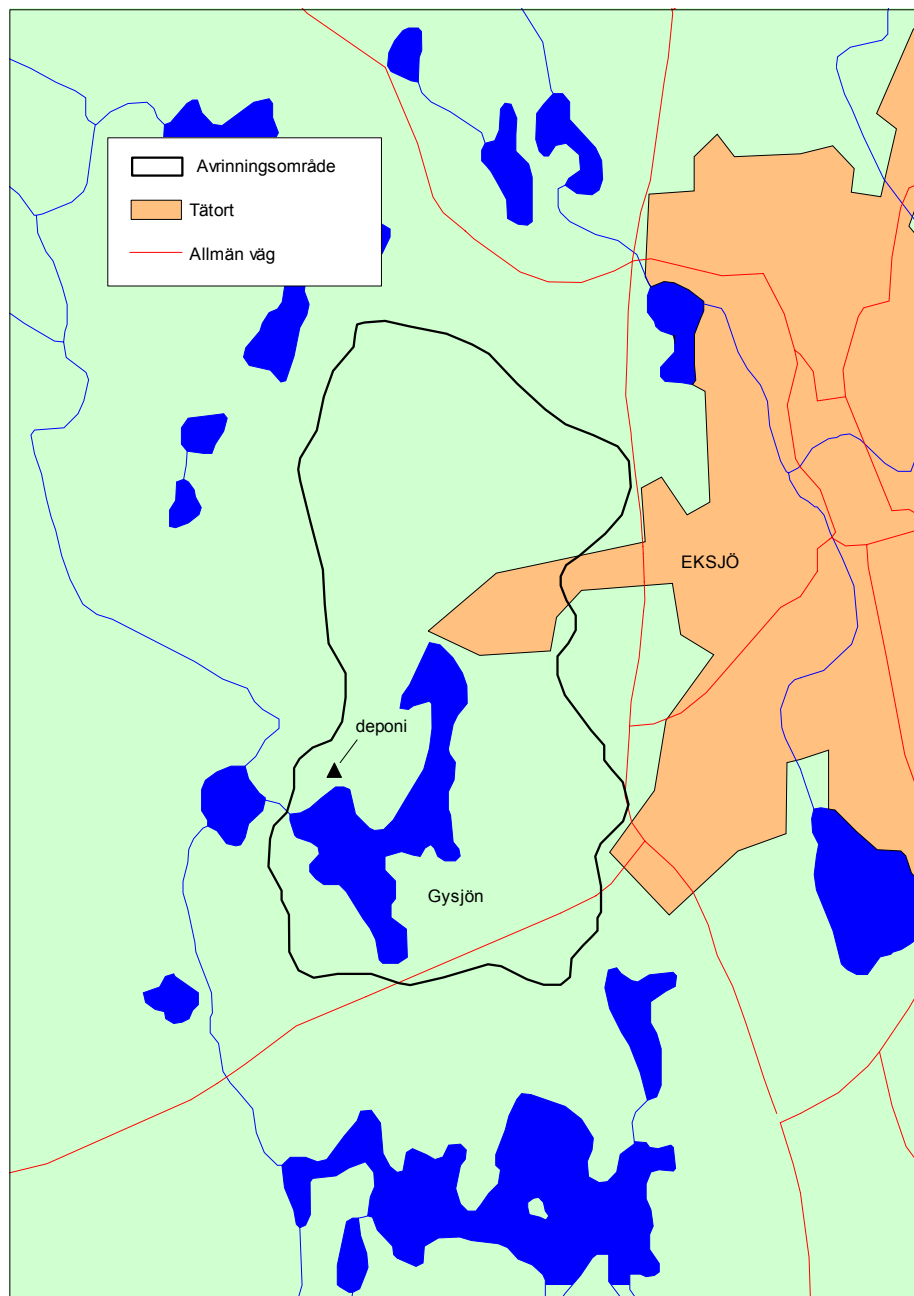


Fig. 4.4.1. Karta över Gysjöns omgivning och avrinningsområde.

Deponin är belägen ca 30 m norr om Gysjöns huvudbassäng i väster. Marktyperna i deponeringsområdet består till största del av sand, grus och torv, vilka alla har en mäktighet på över 10 m (Golder Associates AB 1996). I norr begränsas området av halvöns högsta punkt som består av kalt berg och morän. I sydväst och väster angränsar deponeringsområdet till myrmark. Österut skiljs sjön från deponin av ca 200-400 m tallbevuxen moränmark.

Lakvattendiken i området saknas. Det lakvatten som bildas beräknas infiltreras i morän under deponin och transporteras med grundvattnet ca 100 m genom våtmarken sydväst om deponin innan det når recipienten. Lakvattenspridningen via grundvattnet bedöms emellertid ske långsamt p g a små grundvattengradienter som medför en långsam grundvattenströmning (Golder Associates AB 1996). I vertikalled verkar transporten, enligt Golder Associates AB (1996), vara begränsad även om lakvatten har trängt ned till grundvattensmagasinets botten. Nedbrytningen i torven och fastläggningen av partiklar, näringsämnen och metaller i sandformationen bedöms vara mycket god. Belastningen på sjön antas därför vara liten. Ämnen som trots det antas nå recipienten är vattenlösliga organiska ämnen och salter (Golder Associates AB 1996).

En hydrogeologisk undersökning utförd av Golder Associates 1996 visade att små mängder lakvatten läckte söder, öster och nordväst om upplaget men att halterna minskade med avståndet från avfallsområdet. För att förhindra fortsatt läckage av lakvatten i söder, där avståndet mellan deponin och sjön är som minst, packades 1997 en ca 7-8 m djup och ungefär lika hög vall av tätt material i form av en halvcirkel mot den sydvästra, södra och sydöstra delen av deponins kanter (Axelsson muntlig information). Vid besök 99-10-20 var marken märkbart torr utanför vällen, på den plats våtmarken enligt kartor är belägen, varför antagandet att invallningen hindrar utströmmande vatten kunde göras.

Flera andra möjliga påverkansfaktorer finns inom avrinningsområdet. Tungmetaller och kväveföreningar kan läcka ur ammunition från militärens övningsområde. Den sedan tidigt 1980-tal nedlagda lungkliniken vid sjöns västra strand kan ha inneburit att bl a tungmetaller tillförts sjön. Ett tvätteri i anslutning till lungkliniken (också nedlagt) har sannolikt bidragit till att höja näringsnivåerna i sjön. Effeketer av närsaltutsläpp kan genom internbelastning fortfarande spåras i denna delen av sjön (Johansson muntlig uppgift).

Lakvattenkemi: Blyhalterna i grundvattnet är mycket höga i två av avfallsstationens provtagningsställen (Sundberg 1999). En förbättring av grundvattnets kvalitet längs en gradient i riktning från upplaget genom myrmarken i väster har påvisats (Golder Associates AB 1996).

Recipientkemi: Koncentrationerna av koppar, zink, och nickel är relativt höga i Gysjöns sediment. Analyser av vattenmossa nedströms Gysjön visar på förhöjda halter av nickel (Anonym, Eksjö kommun).

4.4.3 Provfiske

Artförekomst/antal arter och diversitet: Vid provfisket 1999-08-28 - 1999-1-9 fångades sex fiskarter; abborre, mört, braxen, sutare, gädda och sarv. I framförallt sjöns norra del fångades även signalkräfta. Sjön är relativt artrik då det fångades fler arter i sjön än det beräknade jämförvärdet (5 arter, Appendix s. 4). Fördelningen i vikt mellan abborre, mört, braxen och sarv var relativt jämn i fångsten vilket innebär att även artdiversiteten var högre i Gysjön än beräknat jämförvärde (Appendix s. 4).

Fiskbiomassa/antal: Bottennätsfångsten dominerades antalsmässigt av mört medan abborre dominerade i vikt (Tabell 10 i Appendix s. 2). Totalfångsten per ansträngning var 61,7 individer resp. 1712 gram vilket var högre både i antal och vikt jämfört med de näringsfattiga referenssjöarna men något lägre jämfört med de näringsrika referenssjöarna (Fig. 4.4.3.1). Förhållandet till förväntansvärdet (24 individer och 1132 g) visar att fisksamhället bestod av små individer i högre grad än förväntat.

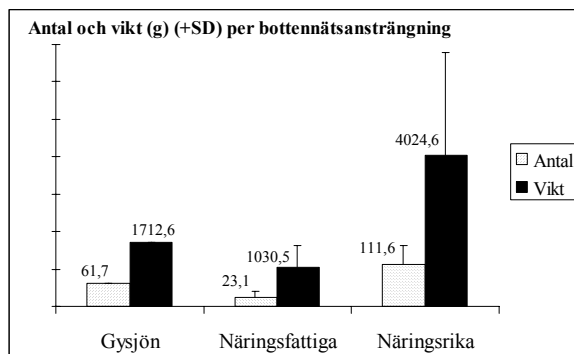


Fig. 4.4.3.1. Fångst per ansträngning i Gysjön i förhållande till näringsfattiga ($n=67$) och näringsrika ($n=4$) sjöar.

Fisksamhället uppvisade en tydlig vertikal fördelning, medan den horisontella fördelningen var mer jämn (Tabell 11 i Appendix s. 2). Huvuddelen av fångsten erhöles på djup grundare än 6 m. Störst fångst erhöles i djupzonen 3-6 meter, med en dominans av mört. På djup under 6 meter fångades endast enstaka braxen. Nätens lokalisering i förhållande till avståndet till deponin visade inget samband (Fig. 4.4.3.2).

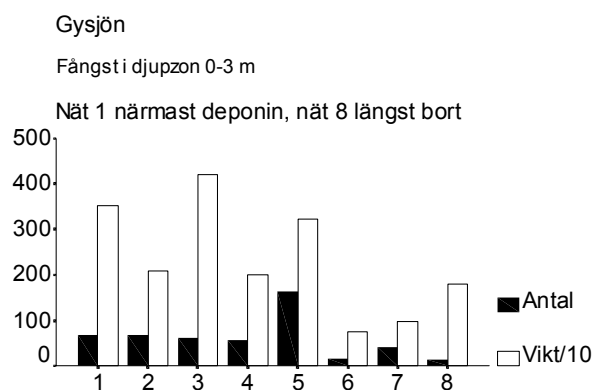


Fig. 4.4.3.2. Nätens lokalisering i förhållande till avståndet till deponin.

Fisksamhällets struktur och funktion: Den talrika fångsten av mört, braxen och flera stora sutare medförde att andelen karpfiskar var högre än jämförvärdet (Appendix s. 4). Gysjöns fisksamhälle liknar därmed samhället i Funbosjön och andra näringsrika sjöars fisksamhällen. Åldersanalyserna visade att både unga och gamla individer av mört fanns representerade i fångsten (Fig. 4.4.3.3). Individtillväxten var normal upp till ca 4 års ålder, varefter den avtog väsentligt hos individer som var äldre än fyra år (Fig. 4.4.3.4).

Abborrpopulationen utgjordes främst av små individer, även om ett flertal abborrar över 15 cm ingick i fångsten (Fig. 4.4.3.5). Tillväxten var normal till hög jämfört med referenssjöarna, men det fångades få individer som var äldre än fem år (Fig. 4.4.3.3 och fig. 4.4.3.4).

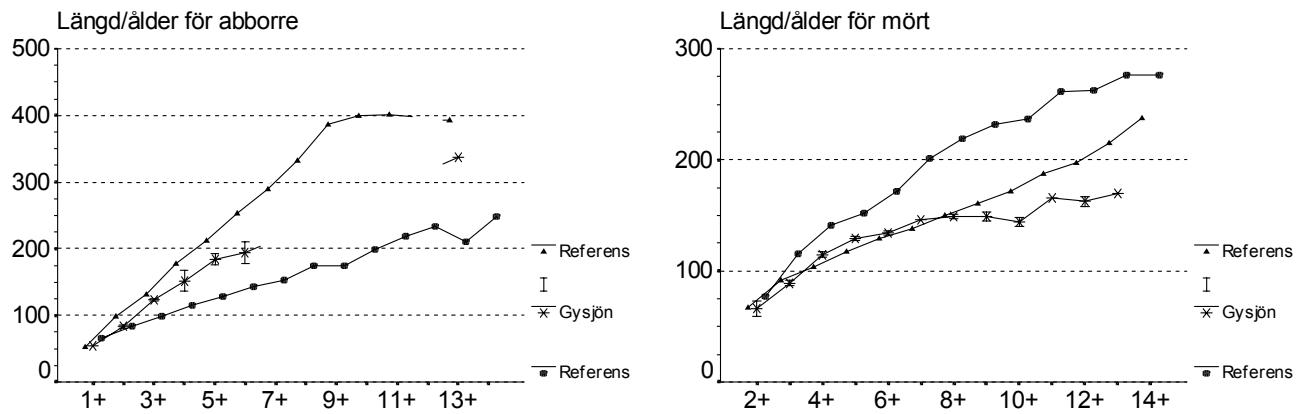


Fig 4.4.3.3. Medellängd \pm SD vid olika åldrar för abborre och mört i Gysjön i förhållande till två referenssjöar där abborre och mört har god respektive långsam individtillväxt.

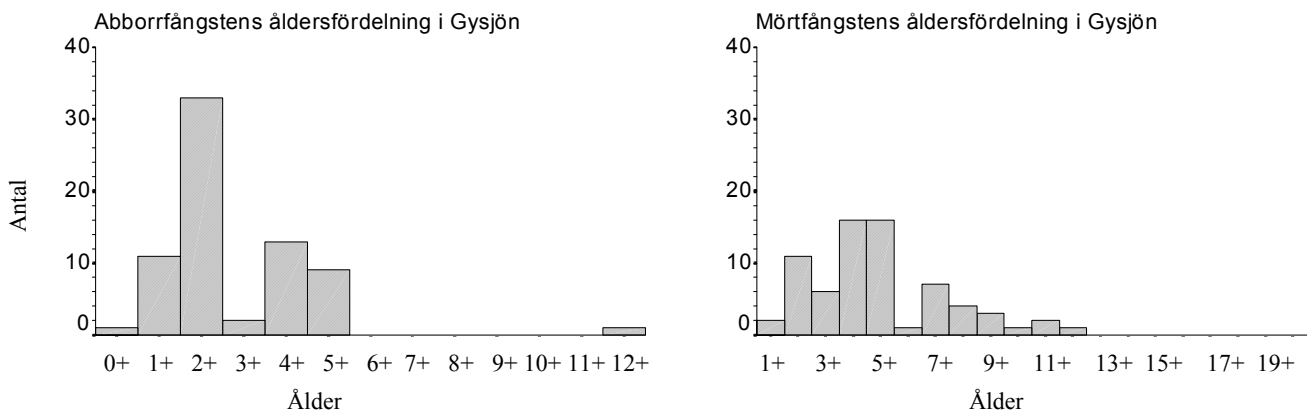


Fig 4.4.3.4. Åldersfördelningen i urvalet (70 individer) från fångsten av abborre resp. mört i Gysjön.

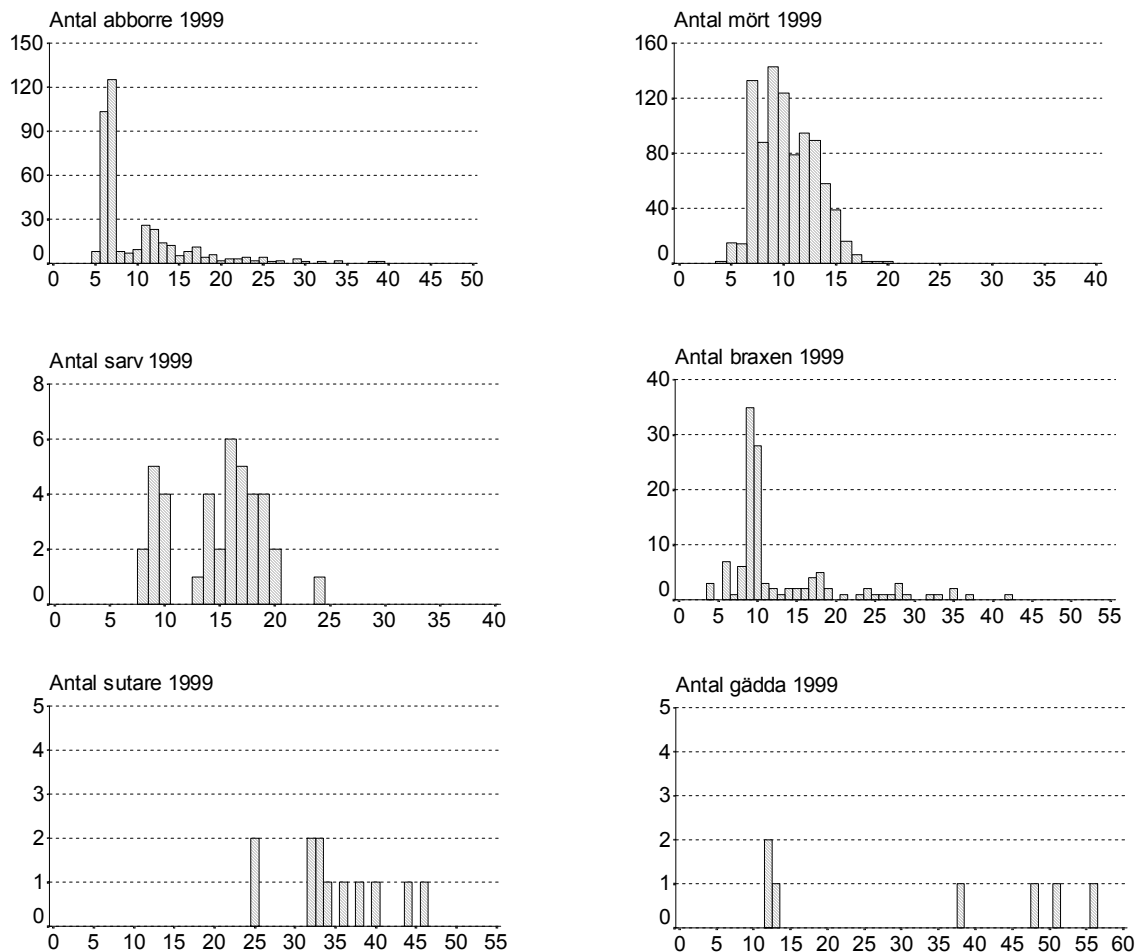


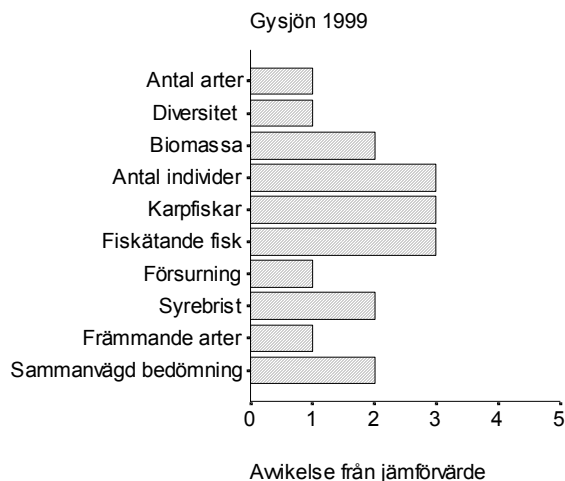
Fig. 4.4.3.5. Storleksfördelningen hos fångsten av de olika arterna vid provfisket i Gysjön.

Indikatorarter: Förekomst av sutare indikerar ofta att det kan förekomma syrgasbrist i vattnet. Andelen sutare var tämligen hög i Gysjön (Tabell 10 i Appendix s. 2) och detta tillsammans med att det nästan inte fångades någon fisk på större djup tyder på att det åtminstone periodvis uppstår syrgasbrist i sjön.

Rekrytering: Små individer av abborre, gädda, mört, braxen och sarv var rikligt representerade i fångsten (Appendix s. 2, tabell 12, Fig. 4.4.3.5). Förekomsten av årsyngel av abborre och 2-somrig mört indikerar att rekryteringen sannolikt inte är störd. Abborrpopulationen visar tecken på juvenilisering med fåtaliga äldre abborrar.

Anomalier: Vid provfisket observerades få fiskar med synliga ytliga skador. Av sammanlagt 399 fångade abborrar kunde två individer med underutvecklad ryggfena noteras vilket innebär en skadefrekvens om 0.5%.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Fångsten avvek något från förväntat och det sammanvägda fiskindexet klassades som 2 (viss avvikelse från det förväntade) (Fig. 4.4.3.6). Biomassan (klass 2), antalet individer (klass 3) och andelen karpfisk (klass 3) var högre, medan andelen fiskätande fiskar (klass 3) var lägre än förväntat. Fångsten av sutare medförde även att andelen arter tåliga mot låga syrgashalter var något högre (klass 2) än förväntat. Avvikelserna i FIX, som indikerar en hög andel karpfiskar och sutare i fångsten, tyder liksom övriga analyser på att sjön är näringsrik med dåliga syreförhållanden i bottenvattnet.



Figur 4.4.3.6. Klassificering av provfiskeresultatet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. 1=ingen eller obetydlig avvikelse, 2=Liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4= stor avvikelse och 5= mycket stor avvikelse från förväntade värden.

4.4.4 Diskussion

Sjöns fisksamhälle visade måttliga avvikelser i förhållande till förväntat. Antalet arter och artdiversiteten var nära det förväntade, samtidigt som fisksamhällets struktur avvek något från det förväntade. Ingen fiskart uppvisade heller tecken på rekryteringsskador och abborrens tillväxt var hög. Eftersom inget direkt samband mellan fångsten och närheten till deponin kunde urskiljas, förfaller det heller inte troligt att det skulle föreligga direktpåverkan från deponin. Emellertid indikerar fiskens vertikalfördelning att sjöns djupare områden sannolikt kan ha låga syrgashalter eller vara utsatt för annan påverkan.

De närsaltkoncentrationer och förhöjda halterna av metaller som påvisats i sedimentet i Gysjön kan enligt utvärderingen av Golder Associates (1996) inte härledas till lakvattenläckage då dessa är i nivå med vad man finner i sjöar uppströms. Dock har metallhalterna i sedimentet i intilliggande Svansjön sänkts sedan Stampån letts om, längre från upplaget. Detta faktum tyder på att ett visst läckage av tungmetaller har transporterats via grundvattnet och Stampån till Svansjön. Att ett dylikt läckage av lakvatten äger rum i riktning mot Gysjön torde vara sannolikt, om än i reducerad omfattning efter det att vallen konstruerats. Gysjön har en relativt lång teoretisk omsättningstid vilket torde leda till att spridningen av eventuella föroreningar till nedströms belägna vatten är begränsad och att merparten av dessa sedimenterar i sjön. Då syrgassituationen tidvis är ansträngd i bottenvattnet finns en risk för att sedimenterade gifter, metaller och näringsämnen läcker från botten ut i vattnet genom intern belastning.

I vilken mån den låga andelen abborrar äldre än 6 somrar, och mörtens avtagande tillväxt med stigande ålder samt förekomsten av enstaka skador på fisken, indikerar någon form av påverkan från omgivningen kan inte avgöras. Det kan dock inte uteslutas att den samlade påverkan från olika miljöstörande källor kring sjön är orsaken till detta. Avloppsslam från reningsverket har under lång tid deponerats vid den södra delen av upplaget som angränsar mot sjön. Det ringa avståndet från sjön (ca 30 m) gör det troligt att näringsämnen och tungmetaller läckt ut innan vallen byggdes.

4.4.5 Slutsatser

Gysjöns fisksamhälle avviker något från det förväntade, vilket i huvudsak indikerar att det föreligger en förhöjd närsaltbelastning. Att deponin belastat Gysjön med föroreningar i okänd omfattning under dess långa existens är troligt. Säkra indikationer i form av förhöjda föroreningshalter eller synbara störningar saknas dock. I produktiva sjöar som Gysjön har gifter sannolikt förhållandevis mindre effekter på biota än i lågproduktiva vatten p g a biologisk utspädning, varför giftläckage i små mängder kanske inte alltid uppmärksammas. Om de begränsade avvikelser i fisksamhället som noterats i samband med provfiske är effekter på miljöstörningar kan inte avgöras.

Den naturliga reningen som lakvattnet genomgår i marken vid sjön antas vara effektiv om strömningsriktningen är den rätta. Den nyligen uppförda vallen verkar förhindra att lakvatten tränger ut i söder där avståndet till sjön är som minst och markens reningsförmåga antagligen är sämst. Vallen avleder således grundvattenströmningen i de andra förhärskande grundvattenströmningarna, NV och NO, vilket torde leda till en ökad rening av vattnet. Sannolikt har därför vallkonstruktionen förbättrat situationen i och med ett minskat lakvattenläckage och avledning av grundvattnet, troligen i riktning mot myrmarken.

4.5 Molnbyggen

Tabell. 4.5.1. Morfometriska, geografiska och avrinningsområdesspecifika uppgifter för Molnbyggen

Koordinater:	672727, 145399
Läge:	6,5 km SSV Leksand, 184,4 m ö h
Kommun:	Leksand
Största längd	2,73 km
Största bredd	1,85 km
Maxdjup	21 m
Medeldjup	7,6 m
Yta	2,75 km ²
Volym	20,8 Mm ³
Teoretisk omsättningstid	2,0 år Avr.område: 28,7 km ² ; varav 94% skogsmark, 3% våtmark, 1% åkermark och 2% sjö.
Avrinningsområde	Fig. 4.5.1
Geologi:	I norra delarna av tillrinningsområdet (norr om Uvberget och Fallberget) utgörs berggrunden huvudsakligen av leptit medan små- till medelkornig granit dominerar i de södra delarna.

4.5.1 Avrinningsområdes- och sjöbeskrivning

Strand- och naturtyp: Sten och sand dominerar sjöns stränder. Ställvis består stranden av berghällar eller finkornigt, mjukt material. Större delen av sjön kantas av en ca 10 - 20 m bred bård av gles säv och/eller bladvass. Omgivande mark är bevuxen av barrskog med inslag av asp och björk. Föryngringsytor med ansevärd mängd frötallar utgör en liten andel av skogen. Ingen markberedning är gjord på hyggena.

Vattenmiljö: Sjön kan karaktäriseras som en typisk svensk skogsjö med relativt näringsfattigt, klart vatten och stort siktdjup (ca 4,5 m, 98-08-31). På grund av den kalkrika mark som finns i området runt Siljan är buffertkapaciteten i Molnbyggen hög vilket gör att pH i sjön är omkring 7. Då sjön är relativt djup och fattig på syreförbrukande organiskt material är syrgasförhållandena goda även vintertid. Detta gör att en hög redoxpotential upprätthålls och att en intern belastning (som skulle kunna medge ett återflöde av näringsämnen och sedimenterade gifter till vattensolumnen) förhindras. Botten består främst av minerogena sedimentbottnar och ställvis av dy härstammande från omgivande skogsmark. Bottenvegetation som observerades vid provfisket 99-08-19 var slingeväxter, gäddnate och gul näckros.

4.5.2 Påverkan

Markanvändning: Skogsbruk, jordbruk i liten skala, bad och ursprungligen fiske. Befolkningen rekommenderas att inte äta fisk från sjön. Ca 80 fritidshus och ett tiotal permanenta bostäder ligger i sjöns närhet. Husen är utrustade med trekammarbrunnar eller uppsamlingsstankar för hantering av avloppsprodukter.

Deponin vid Lindbodarna är ett kommunalt avfallsupplag som togs i drift 1981. Flera alternativa lokaliseringar diskuterades innan en plats ca 3,5 km väster om sjön Molnbyggen valdes ut. Marken under deponin består av ett minst 30 m mäktigt lager av tät siltig morän som torde vara i det närmaste ogenomträngligt för perkolerande vatten (Naturvårdsverket 1999a). Totalt tas ungefär 11 000 ton sopor emot per år varav drygt 5 000 slutdeponeras (medelvärde 1996-1998, Leksand Vatten AB 1999). Övriga mängder (ca 6 000 ton) återvinns eller fraktas bort.

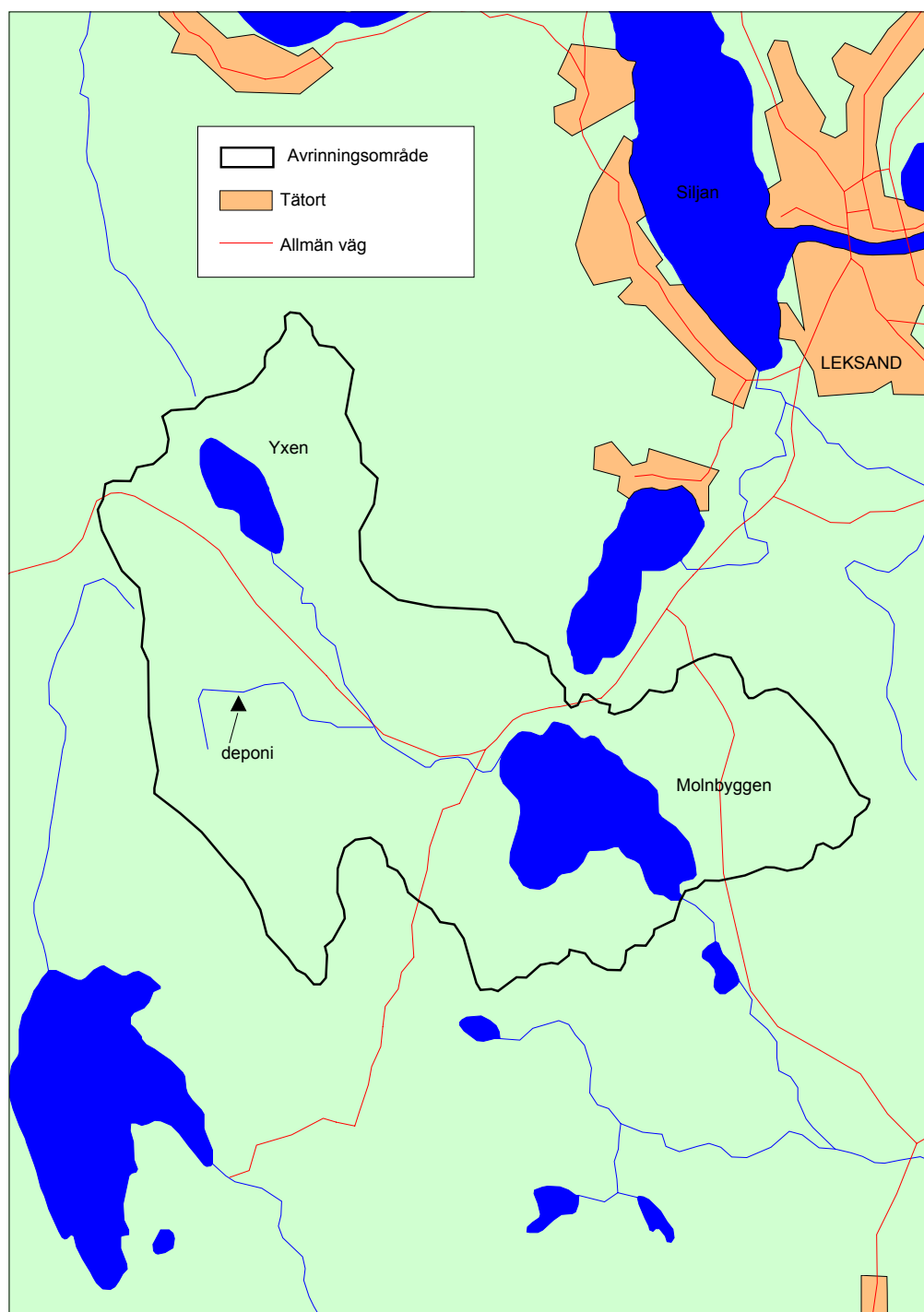


Fig. 4.5.1. Karta över Molnbyggens omgivningar och avrinningsområde.

Den största deponerade sopfraktionen utgörs av sand, täckmaterial, slam och vattenblandad jord (drygt 4 000 ton/år under 1996-1998).

Hushållsavfall och industriavfall står vardera för ca 600 ton årligen (Leksand Vatten AB 1999). Farligt avfall, papper, brännbart avfall, glas, vitvaror och metaller sorteras ut och transporteras till annan ort. Industri som förekommer inom kommunen är plast-, trä- och stålindustri vilka producerar mycket små mängder farligt avfall (Bergfors muntlig uppgift). Under hela 1980-talet stod tippen öppen för allmänheten och ingen registrering av deponerat material gjordes. Därför kan man inte utesluta att farligt avfall från andra kommuner deponerats på Lindbodarna.

Deponin omgärdas av ett yttre och ett inre dike. Det yttre förhindrar att ytligt vatten från omkringliggande mark rinner in i deponeringsområdet medan det inre samlar upp lakvatten som leds till ett lakvattensmagasin. Årligen produceras ca 18 000 - 20 000 m³ lakvatten som transporteras till Leksands kommunala reningsverk i Siljansnäs. Fram till 1995 skedde transporten med tankbil men numera leds lakvattnet via en självfallsledning till avloppsnätet. Ledningens funktionsduglighet kontrolleras kontinuerligt och inget läckage har iakttagits (Naturvårdsverket 1999a).

Trots uppsamlingsdiket runt anläggningen har läckagestråk med förhöjda halter av klorid och förhöjd konduktivitet påvisats utanför deponeringsområdet i sydost. Enligt en beräkningsmodell har mellan 2000 och 6000 m³ lakvatten årligen läckt ut till omgivande mark och vattendrag (Naturvårdsverket 1999a). Läcket antas ha skett under lakvattendiket genom ett skikt i marken med genomsläppligt material på en nivå ovan 2 m djup. Indikationer på att anläggningen inte håller helt tätt gavs också då Greenpeace 1998 fann diklorbensen i grundvatten vid en analys av dricksvatten i en brunn i området (Greenpeace 1999). För att minimera läcket har under 1999 dräneringsdiket breddats och gjorts djupare. Vidare har uppsamlingsrör, som gör det möjligt att detektera läckande lakvatten och analysera innehållet av detta, anlagts nedan deponin (Bergfors, muntlig uppgift).

Lakvattenkemi: Greenpeace (1999) påvisade vid sitt besök 1998 (med över 90% säkerhet) detekterbara mängder av diklorbensen, 1H-indol och dietylhexylftalat (DEHP) i lakvattendammen på Lindbodarna. Diklorbensen ingår i bl a insektbekämpningsmedel, desinfektionsmedel och deodoranter. Ämnet har visat sig ge cancer lever-, njur-, nerv- och reproduktionsskador på försöksdjur. 1H-indol används i läkemedelsindustrin och i vissa parfymer. Det fungerar som ett hormon i växter och har visats ge försöksdjur cancer. DEHP används som mjukgörare i PVC-plast, i färger och kosmetika. Det misstänks vara cancerogent. Skador har påvisats på njure, lever, centrala nervsystemet, samt reproduktionen hos försöksdjur.

Recipientkemi: Inga förhöjda tungmetallhalter eller onaturliga värden avseende PAH, konduktivitet, alkalinitet, eller närsalter har påvisats i sjövattnet.

4.5.3 Provfiske

Antal arter/artdiversitet: Vid provfisket 1999-08-15 – 99-08-20 fångades fem fiskarter; abborre, mört, benlöja, gers och siklöja, vilket var något lägre än jämförvärdet för sjön, 7 fiskarter (Appendix s. 4). Möjligen skulle gädda och lake kunna förväntats ingå i fångsten, och det är sannolikt att arterna finns i sjön utan att de fångades vid provfisketillfället. Arternas relativt jämna fördelning medför att artdiversiteten i huvudsak överensstämmer med det förväntade (Appendix s. 4).

Fiskbiomassa/Antal: Fångsten i bottennäten dominerades av abborre både i antal och vikt (Tabell 13 i Appendix s. 3). I de pelagiska näten dominerades fångsten av siklöja. Antalet fångade individer per ansträngning skilde sig inte från det förväntade (17.2 respektive 18.7) medan biomassan var lägre än den förväntade (459 g jmfrit med 782 g) (Appendix s. 4). Fångsten per ansträngning var också något lägre i Molnbyggen i förhållande till de näringsrika och de näringsfattiga referenssjöarna (Fig. 4.5.3.1).

De flesta individerna fångades i djupzonerna 0-3 och 3-6 meter. Emellertid förekom abborre liksom gers även i djupzonen 6-12 m, medan bottennätsfångsten var sparsam i sjöns djupaste partier (Tabell 14 i Appendix s.3). Siklöjan, vilken dominerade fångsten i de pelagiska näten, förekom i huvudsak i djupzonerna djupare än 6 m. Ingen skillnad i fångst mellan näten beroende på nätens avstånd till bäcken Våtåns inlopp i sjön kunde observeras (Fig. 4.5.3.2).

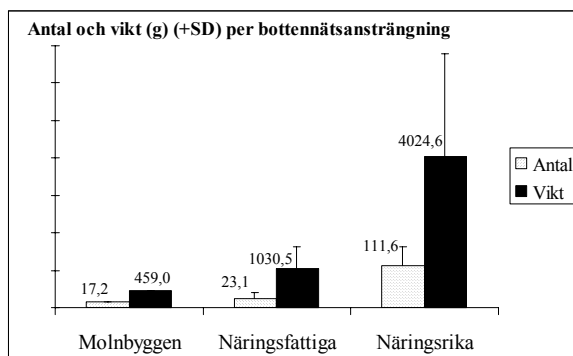


Fig. 4.5.3.1. Fångst per ansträngning i Molnbyggen i förhållande till näringsfattiga (n=67) och näringsrika (n=4) sjöar.

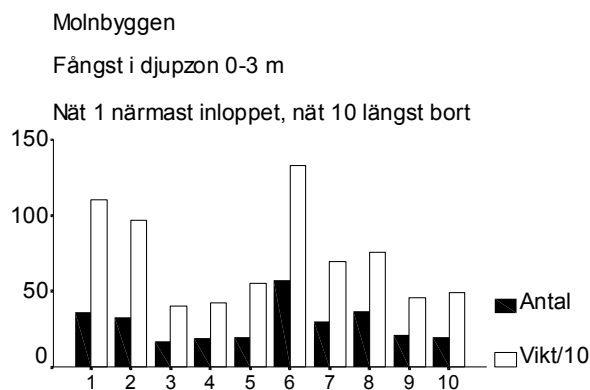


Fig. 4.5.3.2. Nätens lokalisering i förhållande till avståndet till deponin.

Fisksamhällets struktur och funktion: Indikatorerna på fisksamhällets struktur och funktion avvek inte från de förväntade. Andelen karpfisk var 32% (jämförvärde 31%) och andelen potentiellt fiskätande fisk, främst abborre, var 44% (jämförvärde 45%).

Fångsten av både abborre och mört dominerades av fiskar mellan 10 och 15 cm (Fig. 4.5.3.5). Små individer under 10 cm fanns dock representerade i fångsten. Abborrens individtillväxt var normal till hög, emellertid saknades individer äldre än 6 somrar i fångsten (Fig. 4.5.3.3 och Fig. 4.5.3.4). Mörtens individtillväxt var normal till låg, medan åldersfördelningen visar att individer upp till 13 somrar ingick i fångsten (Fig. 4.5.3.3 och Fig. 4.5.3.4).

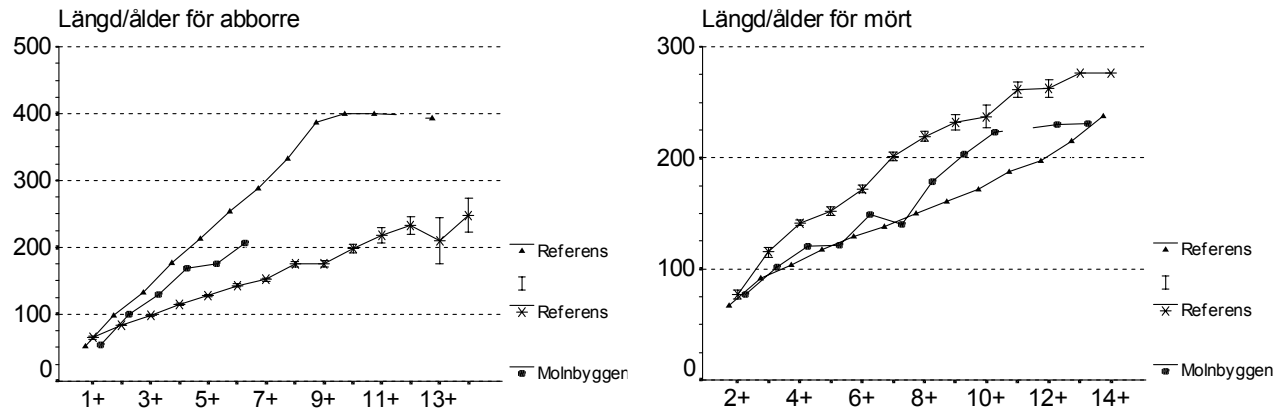
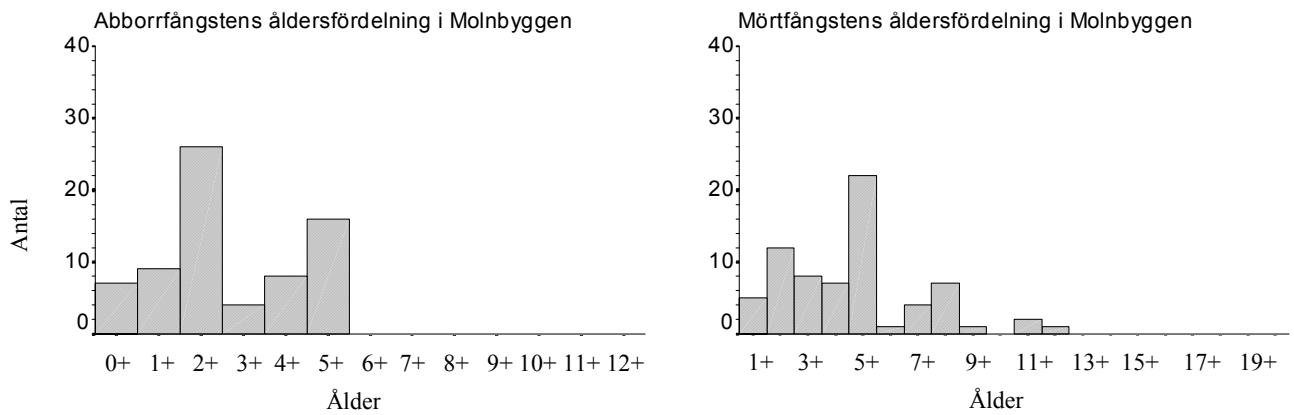


Fig. 4.5.3.3. Medellängd \pm SD vid olika åldrar för abborre och mört i Molnbyggen i förhållande till två referenssjöar där abborren och mörten har god respektive långsam individtillväxt.



Figur 4.5.3.4. Åldersfördelningen i urvalet (70 individer per art) från fångsten av abborre och mört i Molnbyggen.

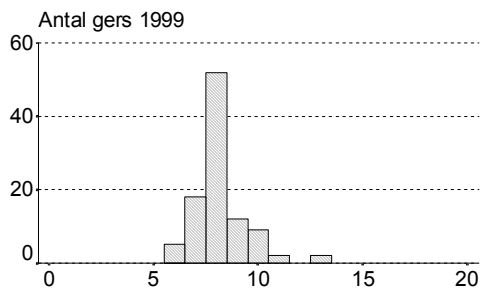
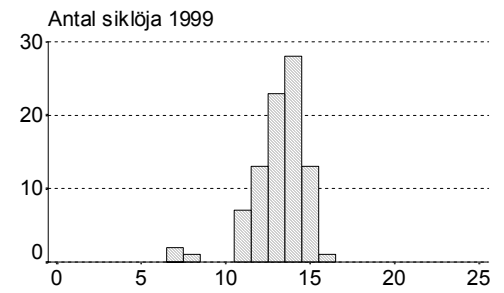
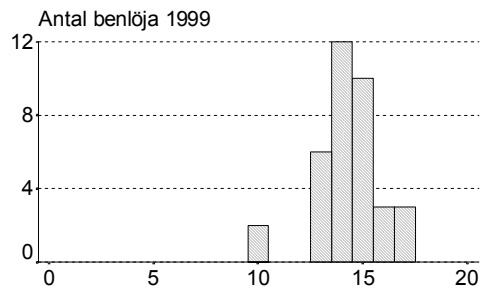
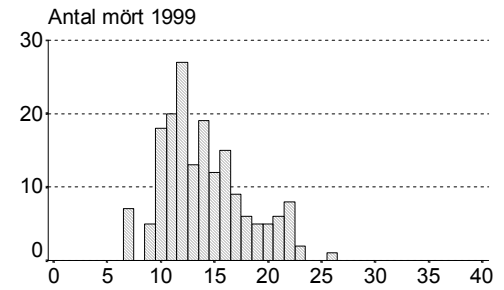
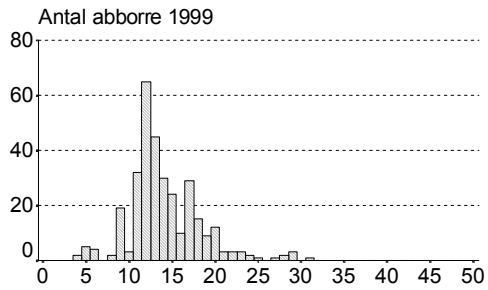


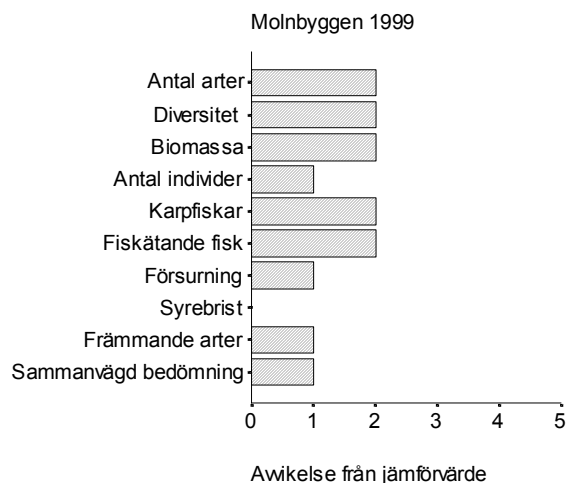
Fig. 4.5.3.5. Storleksfördelningen hos fångsten av de olika arterna i Molnbyggen.

Indikatorarter: Förekomsten av ung mört indikerar att sjön inte är utsatt för försurning. Avsaknaden av eutrofieringsindikerande fiskarter som flera arter av karpfisk, ruda och sutare indikerar att sjön inte är näringsbelastad.

Rekrytering: Åldersanalyserna visar att rekrytering av abborre och mört sker i sjön. Övriga arters (siklöja, benlöja och gers) storleksfördelningen indikerar att även dessa arter reproducerar sig i sjön (Fig. 4.5.3.5).

Anomalier: Vid provfisket observerades enstaka individer med runda sår eller tydliga fenskador. Fyra abborrar av totalt 324 fångade uppvisade fenskador och en mört av 176 fångade hade ett sår på ryggen. Detta ger en genomsnittlig skadefrekvens om drygt 1% för abborre och ca 0.5% för mört.

Bedömning enligt FIX: I Molnbyggen klassificerades det sammanvägda fiskindexet som 1 och fångsten avvek därmed inte från det förväntade (Fig. 4.5.3.6). Antalet arter var dock något färre (klass 2) och diversiteten (klass 2), biomassan (klass 2) och andelen fiskätande fiskar (klass 2) något lägre än förväntat. Andelen karpfiskar var däremot något högre (klass 2) än förväntat. Det något lägre artantalet, artdiversiteten och biomassan indikerar att sjön inte är speciellt produktiv vilket väl överensstämmer med övriga analyser.



Figur 4.5.3.6. Klassificering av provfiskeresultatet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. 1=ingen eller obetydlig avvikelse, 2=Liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4= stor avvikelse och 5= mycket stor avvikelse från förväntade värden.

4.5.4 Diskussion

Att en förorening ligger bakom fiskskadorna anses vara klart sedan blodprov visat att inga virus- eller bakterieinfektioner kan ha orsakat de uppkomna skadorna som noterats i tidigare undersökningar (Naturvårdsverket 1999a). Det faktum att gädda och abborre i de övre stegen i näringskedjan uppvisat kraftigare skador och högre skadefrekvens än exempelvis mört i de lägre trofinivåerna har lett till antaganden om att gifterna anrikas i näringskedjan och i så fall tas upp genom födan. Då även bäckröding i vattendraget nedanför upplaget, (till skillnad mot uppströms belägna Yxen och tillhörande vattendrag Våtån), uppvisat samma sorts störningar som fisken i sjön, förstärkte detta misstankarna om att det eventuella miljögiftet härstammar från deponin. Sjön nedströms Molnbyggen, Kvarntjärn, har inte visat några tecken på påverkan, vilket kan vara en indikation på att Molnbyggen fungerar som en sedimentationsbassäng för miljögift. I så fall sprids inte gifterna nämnvärt i vattensystemet (Bergfors, muntlig uppgift).

Provfiskeresultaten visar emellertid att Molnbyggens fisksamhälle liknar det som är att förvänta i denna typ av sjö, vad gäller artdiversitet, struktur, rekrytering, tillväxtmönster hos abborre och mört, samt fiskens horisontal- och vertikalfördelning. Några avvikelser noterades dock. Antalet fiskarter och totalbiomassan var något lägre än förväntat och äldre abborrar saknades samtidigt som det förekom en viss frekvens av skador och sår. Eftersom artantalet och biomassan till viss del är beroende av närsaltbelastningen förefaller det troligt att dessa avvikelser inte är av antropogent ursprung, utan mer en effekt av en låg närsalthalt i sjön. Avsaknaden av gädda och lake i fångsten kan vara en artefakt, eftersom antalet individer av dessa två arter som fångas vid ett standardiserat provfiske vanligen är lågt. Både gädda och lake har redovisats som förekommande i sjön (Naturvårdsverket 1999a). Det kan dock inte uteslutas att populationerna av gädda och lake är sparsamma.

Avsaknaden av äldre abborre och förekomsten av synliga skador hos några individer skulle emellertid kunna vara en indikation på en påverkan. Tidigare undersökningar har visat att en stor del av abborrhonorna i Molnbyggen inte utvecklade tillräckligt stora romsäckar på hösten för att ha möjlighet att leka under följande vår. Även hos andra arter noterades liknande effekter, dock inte lika uttalade (Naturvårdsverket 1999a). Provfiskeresultatet tyder emellertid på att det inte föreligger några betydande rekryteringsstörningar i Molnbyggen. Små individer av samtliga fångade arter fanns representerade i fångsten. Det visar att tillräckligt många fiskar leker varje vår för att rekryteringen av ung fisk inte påverkas i någon större utsträckning.

Vid en tidigare undersökning i Molnbyggen fann Noaksson et al. (1997) att ca 40 procent av fiskarna hade fensskador eller öppna svampinfekterade sår på kroppen. Vid det nu redovisade provfisket observerades betydligt färre fiskar med sår och det är därför möjligt att vattenkvaliteten förbättrats. Det bör emellertid noteras att urvalet av fisk skilde sig mellan de två undersökningarna. Föreliggande undersökning utfördes under augusti och omfattar ett representativt urval av individer från hela sjön, medan tidigare undersökningar utfördes i november och i första hand inriktats på de delar av sjön som ligger närmast Våtåns utlopp i sjön.

Stråk med förhöjd halt av klorid samt hög konduktivitet har påvisats i sydost utanför deponeringsområdet (Naturvårdsverket 1999a). Ett antagande är att förhöjda halter av klororganiska föreningar kan uppstå då kloridjoner kommer i kontakt med det organiska material som lakvattnet flödar genom på väg ned mot sjön. Naturlig bildning har i experiment visats utgöra en viktig källa av sådana ämnen (Hoekstra & De- Leer 1993; Langvik & Holmbom 1994; Fogelqvist et al. 1996). En annan potentiellt miljöstörande källa är extraktivämnena från ved (Naturvårdsverket 1999a). Dessa ämnen torde kunna förekomma naturligt i det alloktona bottenmaterial som förts till sjön från omgivande skogsmark. Sjöns relativt långa omsättningstid och låga trofigrad bidrar sannolikt till att skador till följd av läckande miljögifter uttrycks. Den långa omsättningstiden gör att gifter bibehålls i sjön under längre tid och ökar sålunda risken för upptag av organismer och ackumulering i näringskedjan. De låga halterna av näringsämnen och den låga produktionen i vattnet kan antas göra att upptaget av toxiska föreningar i organismer (Meili 1991).

4.5.5 Slutsatser

Fisksamhället i Molnbyggen avvek inte från det som skulle förväntas i en motsvarande sjö fritt från lokal påverkan. Enstaka avvikelser i form av avsaknaden av äldre abborrar och en begränsad förekomst av antalet individer med yttre skador kan dock utgöra en indikation på att sjön är, eller har varit, utsatt för påverkan.

Inga miljöstörande källor har återfunnits i området vid genomgång av sjön och dess omgivning. Det faktum och att fisk i Vadbäcken uppvisat störningar tyder på att miljögifterna härstammar från deponin (Naturvårdsverket 1999a). Man vet att läckage av lakvatten ägt rum och att detta vatten med stor sannolikhet transporterats via ytvatten och eventuellt ytligt markvatten ned till Våtån som mynnar i Molnbyggen. Provresultaten av lakvattenanalys visar att miljögifterna diklorbensen, 1H-indol, dietylhexylftalat, (DEHP) kan ha nått sjön (Greenpeace 1999). Det kan heller inte uteslutas att fler gifter förekommer i lakvattnet och sjön. Molnbyggen är relativt näringsfattig och kan fungera som en sedimentationsbassäng för miljögifter vilket ökar sannolikheten för att symptom på giftutsläpp uttryckas i sjön. Att utifrån tippmassorna härleda eventuella föroreningars karaktär förefaller svårt då inga uppgifter finns om vad som deponerats under 1980-talet.

5. Sammanvägda resultat och diskussion

De fem provfiskade sjöarna är i huvudsak av olika karaktär. Gysjön och Funbosjön uppvisar likheter i fråga om utseende, vegetation, teoretisk omsättningstid, vattenkemi, siktdjup och djup. Båda dessa visar tecken på hög produktion, en faktor som visats minska effekter av höga kvicksilverhalter i biota (Meili 1991). Flera väsentliga skillnader mellan de två sjöarna finns dock; andelen åkermark i avrinningsområdet; avståndet till respektive avfallsupplag samt graden av reningsmekanismer som det tillrinnande lakvattnet genomgår. Slättsjön Hulesjön är delvis av liknande karaktär som Funbosjön. Hulesjöns avrinningsområde består emellertid i hög grad av tätorten Falköping och har flera miljöstörande källor. Det är därför inte möjligt att peka ut en enskild källa av störst betydelse.

Både Molnbyggen och Bergsjön kan karaktäriseras som oligotrofa sjöar, de skiljer sig åt vad gäller storlek, omsättningstid, vattenkvalitet och omgivande stränder. Gemensamt för sjöarna är dock att de helt omges av barrskog. Siktdjupet och den teoretiska omsättningstiden är emellertid avsevärt större i Molnbyggen.

Resultaten från provfiskerna i de fem sjöarna visar att fisksamhällena i åtminstone två av sjöarna är kraftigt påverkade av miljön. Fisksamhällena i Hulesjön och Bergsjön var kraftigt reducerade, medan samhällena i Funbosjön och Gysjön snarare tycktes vara påverkade av en förhöjd närsaltbelastning. Fisksamhället i Molnbyggen, visade emellertid inga tydliga tecken på påverkan. De direkta orsakerna till de störningar som observerades i Hulesjön och Bergsjön kan inte klarläggas utifrån föreliggande undersökning. Då uppgifter saknas om fisksamhällets status i Bergsjön före anläggandet av deponin, kan man inte utesluta att orsaken till det utarmade samhället har orsakats av andra faktorer än deponin. T ex kan naturlig eller antropogen försurning av sjön ha medfört att övriga fiskarter slagits ut till följd av lågt pH. Syrebrist under vinterperioden kan också ha bidragit. I Hulesjön är det med stor sannolikhet en eller flera lokala källor som orsakat skadorna på fisksamhället. De höga halterna av PCB och DDT i sjöns sediment styrker också att sjön utsatts för lokal påverkan. Eftersom sjön utgör recipient till ett flertal olika förorenande källor, kan emellertid ingen särskild källa pekas ut. De höga kvävehalterna, främst i form av ammonium, är sannolikt en effekt av att sjön utgör recipient åt kommunens reningsverk.

Då de fem sjöarnas fisksamhällen jämförs kan vissa likheter noteras mellan några av sjöarna. I de två relativt näringsrika sjöarna Funbosjön och Gysjön visade fisksamhället tecken på förhöjda närsalthalter. Att deponierna har del i detta kan inte uteslutas, men det är också rimligt att anta att andra källor i avrinningsområdet bidrar. I Gysjöns fall kan internbelastningen från ett numera nedlagt tvättereri kunna vara en tänkbar källa. Funbosjöns avrinningsområde består till 23% av åkermark vilket kan antas bidra till förhöjda närsalthalter i sjön.

I tre sjöar noterades skador på fisken, Hulesjön, Molnbyggen och Gysjön. De skador som noterades på de fåtaligt förekommande mörtarna i Hulesjön kan antas bero på att sjöns vattenkvalitet är kraftigt påverkad. De fysiologiska orsakerna till de blödningar som noterades har inte kunnat utredas. De fåtaliga skador i form av sår och fenröta på abborre som noterades i Molnbyggen och Gysjön kan vara effekter av vattenkvaliteten. Avsaknaden av referensmaterial medger emellertid inte en bedömning om detta ligger inom ramen för den naturliga variationen, eller om det är en signifikant avvikelse från det förväntade.

Eftersom liknande skador noterats på abborre vid tidigare undersökningar i Molnbyggen, finns det dock skäl att anta att det kan vara en effekt av vattenkvaliteten och därmed påverkan från miljögifter.

En ytterligare likhet mellan sjöarnas fisksamhällen noterades i Molnbyggen och Gysjön där abborrpopulationerna uppvisade tecken på juvenilisering. Avsaknaden, eller den låga förekomsten, av äldre abborre i dessa båda sjöar kan antingen vara en effekt av förhöjd dödlighet hos äldre individer, eller bero av att rekryteringen varit låg tidigare år. Oavsett vilken av dessa förklaringar som är den mest rimliga tyder detta på att abborren bör ha varit påverkade av yttre faktorer.

6. Slutsatser

- Fisksamhällena i två av de fem provfiskade sjöarna, Hulesjön, Falköpings kommun och Bergsjön, Sollefteå kommun, avvek kraftigt från det förväntade. Båda sjöarna hade gravt utarmade fisksamhällen med få arter och individer. Båda sjöarna klassificerades i klass 5 (mycket stor avvikelse från förväntat värde) enligt Bedömningsgrunder för miljökvalitet.
- Fisksamhällena i två ytterligare sjöar, Funbosjön vid Uppsala och Gysjön vid Eksjö, uppvisade tecken på förhöjd närsaltbelastning och med indikationer på perioder med låg syrgas. Båda sjöarna klassades enligt Bedömningsgrunderna i klass 2 (måttlig avvikelse från förväntat).
- Fisksamhället i den femte provfiskade sjön, Molnbyggen, Leksands kommun, visade inga tecken på avvikelser från det förväntade och klassades enligt Bedömningsgrunderna i klass 1 (Ingen eller obetydlig avvikelse).
- Trots att fisksamhället i Molnbyggen inte avvek från det förväntade, fanns indikationer på att sjöns abborrpopulation kan ha varit, eller fortfarande är, påverkad av miljöföroreningar. Ett begränsat antal individer uppvisade yttre skador, samtidigt som äldre individer saknades i fångsten. Ett fåtal individer med yttre skador noterades också på abborren i Gysjön, vars bestånd också var juveniliserat.
- Orsakerna till de noterade avvikelserna i fisksamhällena kan inte klargöras med säkerhet. I flera av sjöarna finns flera tänkbara föroreningskällor som kan vara bidragande till de observerade avvikelserna från det förväntade.
- Kompletterande, ekotoxikologiska undersökningar bör initieras i fr a Hulesjön och Bergsjön för att klargöra orsakerna till de utarmade fisksamhällena. Ekotoxikologiska undersökningar bör också genomföras i Gysjön.
- Föreliggande undersökning ger en ögonblicksbild av fisksamhällenas status i de fem sjöarna. För att säkerställa de observerade avvikelserna och dokumentera fisksamhällenas förändringar över tiden bör tidsserier genomföras.

De bedömningar av fisksamhällenas status som gjorts utifrån "Bedömningsgrunder för miljökvalitet" visar att dessa på ett tydligt sätt särskiljer de sjöar med fisksamhällen som synes vara påverkade av yttre miljöfaktorer. Emellertid framgår också att bedömningsgrunderna bör vidareutvecklas och kompletteras med variabler som bl a innefattar skador och anomalier hos fisken, rekrytering samt fiskens ålders- och storleksfördelning

7. Erkännanden

Tack till följande personer som bistått med muntlig information och/eller tillhandahållit med material och/eller agerat turistguider vid besök bland soptippar och sjöar: Bo Axelsson, Eksjö kommun, Olle Bergfors, Leksands kommun, Peter Johansson, Eksjö kommun, Carina Nyhammer, Falköpings kommun, Kennet Tigell, Falköpings kommun, Peter Öberg, Sollefteå kommun, som även hjälpte till med provfisket i Bergsjön, Marina Johansson, Uppsala kommun, Li Sundberg och Marie-Louise Lüscher, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Bo Axelsson och Peter Johansson, Eksjö kommun.

Vi vill tacka Carl Bernadotte för att vi fick tillstånd att provfiska i Funbosjön och för att vi fick låna lokaler där vi kunde hantera fångsten. Eksjöortens Fiskevårdsområde, där ordförande Rune Jogemo varit kontaktperson, ska ha ett tack för att vi fick tillstånd att provfiska i Gysjön. Ett erkännande även till våra provfiskare Olof Filipsson, Anders Kinnerbäck, Carin Ångström, Mats Johansson och Anders Norman.

Vi tackar också Anders Kinnerbäck för hjälp med kartmaterial, Carin Ångström, Björn Ardestam och Maja Reizenstein för genomförda åldersanalyser m m.

8. Referenser

- Andersson C., H. 1999. Provfiskeinstruktion för provfiskare vid Sötvattenslaboratoriets miljöenhet. *Stencil 98-07-09*. 7 p.
- Andersson, Y., Holmqvist, L. & Lundqvist, A. 1988. Tungmetaller i lakvatten från Hovgårdens avfallsanläggning. *Projektarbete. Uppsala Universitet*.
- Anonym. 1989. Falköpings avfallsanläggning, Skötselinstruktion och kontrollprogram. *Stencil*.
- Anonym. Recipientdata över Gysjön. Eksjö kommun. *Stencil*.
- Appelberg, M., B. Bergquist och E. Degerman, 1999. Fisk. Ur: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 (Ed. T. Wiederholm). *Naturvårdsverket Rapport 4921*. p 167-239
- Broberg, A. E. 1993. Tungmetaller i sediment från Tomtaån - Funbosjön. *Stencil. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet*.
- Brunberg, A-K.. & P. Blomqvist 1998. Vatten i Uppsala län 1997. Beskrivning, utvärdering och åtgärdsförslag. *Rapport 8/1998. Upplandsstiftelsen*. 944 p.
- Degerman, E. & Lingdell P-E. (1993). pHisces- fisk som indikator på lågt pH. *Information från Sötvattenslaboratoriet nr 3 1993*.
- Eksjö Energi AB 1999. Gyesjöns avfallsupplag, miljörapport för verksamheten 1998. *Stencil*.
- Ekstav, A. & Karlqvist, L. 1991. Hydrogeologiska effekter av en utökad deponering vid Hovgården, Uppsala kommun. *Golder Geosystem AB. Stencil*.
- Elert, M., Karlsson, L-G., Kemakta Konsult AB, AndrewPetsonk, J & W Bygg och Anläggning AB. 1995. Föroreningar i deponier och mark. Ämnens spridning och omvandling. *SNV. Rapport 4473*.
- Falköpings kommun. 1998. Hulesjöns avfallsanläggning. Anmälan enligt miljöskyddsförordningen. *Stencil*.
- Fogelqvist, E., Tanhua, T., Basturk, O. & Salihoglu, I. 1996. The distribution of man-made and naturally produced halocarbons in a double layer flow strait system. *Cont. Shelf. Res. 16 (9): 1185-1199*.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. *2nd ed. Springer Verlag, Berlin*.
- Geosigma. PM: Avfallsanläggning Falköping. *Stencil*.
- Goedkoop, W., 1989. Tungmetaller i sediment och bottenfauna i Tomtaån och Frötunaviken (Funbosjön). *Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet. LIU 1989 B:7*.
- Golder Associates AB. 1996. Undersökning av geohydrologiska förhållanden och lakvattensspridning vid Gysjöns avfallsupplag. Avfallsdeponi i Eksjö, Eksjö kommun. *Stencil*.

- Greenpeace 1999. Fakta om Molnbyggen. *Pressmeddelande 1999-09-15*. www.greenpeace.se, Internet.
- Hoekstra, E.J. & De- Leer, E.W.B. 1993. AOX levels in the River Rhine: *Fifty percent of natural origin?* *Science* vol. 29 (3): 133-136.
- Hynes, H. B. N. 1960. The biology of polluted waters. *Liverpool University Press*.
- Jansson, B., Holmstrand, O. & Troedsson, B. 1985. Lakvattenbehandling genom översilning av myrmark. *Förstudie. SNV Rapport 3045*.
- Johansson, M. & Boström, S. 1999. Miljörapport 1998. Hovgårdens avfallsanläggning. *Uppsala kommun, Tekniska kontoret*.
- Kihlström, J.E. 1986. Gifter i naturen. *Liber förlag, Stockholm*. 105 s.
- KM-lab AB. 1999. Rapport gällande underlökning av sedimentprover map på PCB/DDT, samt i passiv provtagning av metaller och PCB/DDT m h a Ecoscope. Skara. *Stencil*.
- KM Miljöteknik AB. 1997. Biologisk och kemisk karaktärisering av lakvattnet vid Falköpings avfallsanläggning. (På uppdrag av TerraLimno Gruppen AB). *Stencil*.
- Koelmans, A. A. & Heugens, E. H. W. 1998. Binding constants of chlorobenzenes and polychlorobifenyls for algal exudates. *Water Science & Technology* 37 (3): 67-73.
- Langvik, V. & Holmbom, B. 1994. Formation of mutagenic organic by-products and AOX by chlorination of fractions of humic water. *Water Research* 28 (3): 553-557.
- Leksand Vatten AB 1999. Avfallshanteringen - statistikuppgifter. *Stencil*.
- Lindgren, G. 1991. Kalkning, kvicksilver, cesium. Länsstyrelsen i Gävleborg. *Rapport 1992:1*. 71 s.
- Maxe, L. & Johansson, P-O. 1998. Bedömning av grundvattnets sårbarhet - Utvecklingsmöjligheter. *Naturvårdsverket, Rapport 4852* 81 p.
- Meili, M. 1991. Mercury in boreal forest lake ecosystems. Doctoral thesis at Uppsala University. *Acta Univ. Ups., Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the faculty of science* 336. Uppsala.
- Naturvårdsverket, 1999a. Problematiken i Molnbyggen. Dokumentation från en hearing juni 1999. *Naturvårdsverket rapport 5012*. 28 p.
- Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*. 239 p.
- Noaksson, E., U. Tjärnlund & L. Balk. 1997. Biokemiska, anatomiska och morfologiska studier av fisk från sjön Molnbyggen i Dalarna. - Indikationer på endokrina störningar orsakade av lakvattnet från en avfallsdeponi. *Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, Institutet för Tillämpad Miljöforskning, Stockholms universitet*, 54 p.
- Nordström 1991.

- Persson, J. & Håkansson, L. 1996. A simple empirical model to predict deepwater turnover time in coastal waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53:1236-1245.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson, & S. F. Hamrin, 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes: patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38:281-293.
- Pettersson, L. 1997. Lakvattenbehandling vid Falköpings deponi. Terra Limno Gruppen AB. Falköping. *Stencil*.
- Pettersson, L. 1998. Falköpings kommun, Lakvattenbehandling - Hulesjön. *Miljökonsekvensbeskrivning. Terra Limno Gruppen AB. Falköping. Stencil*.
- Ridderborg, S. & M. Appelberg. 1997. Riksfiskinventeringen 1996. - *PM Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. Mars 1997*
- Sonesten, L., 1991. Gösens biologi - en litteratursammanställning. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1991(1), 89 p.*
- Sunda, W. G. & Huntsman, S. A. 1998. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. *Science of the total environment*. 219 (2-3): 165-181.
- Sundberg, L. 1999. Kommentar till Miljörapport för verksamheten 1998. Länsstyrelsen i Jönköpings län. *Stencil*.
- VAI VA-Projekt AB. 1999. Falköpings kommun. Biogasanläggning. Tillståndsansökan. Uppgifter inför tidigt samråd, Jönköping 1999. *Stencil*.
- VBB Viak 1997. Kontrollprogram. Rödsta avfallsanläggning, Sollefteå 1998. *Stencil*.
- VBB Viak 1998. Kontrollprogram. Rödsta avfallsanläggning, Sollefteå. *Stencil*.
- VBB Viak 1999. Sollefteå Energi AB, Rödsta avfallsupplag. Resultat lakvattenbehandling 1998. *Stencil*.
- VBB Viak 1995. Kontrollprogram. Rödsta avfallsanläggning, Sollefteå. *Stencil*.
- Wilander, A., R. K. Jansson, W. Goodkop, & L. Lundin, 1998. Riksinventeringen 1995. *Naturvårdsverket rapport 4813. 189 p.*

Appendix

Funbosjön

Tabell 1		Funbosjön	
		Bottennät	
		Antal nät	
		16	
Totalantal	ABBORRE	826,00	
	ASP	7,00	
	BENLÖJA	96,00	
	BJÖRKNA	342,00	
	BRAXEN	83,00	
	FAREN	30,00	
	GERS	302,00	
	GÖS	170,00	
	MÖRT	1260,00	
	SARV	9,00	
	SUTARE	2,00	
Totalvikt (kg)	ABBORRE	7,29	
	ASP	10,89	
	BENLÖJA	1,41	
	BJÖRKNA	15,53	
	BRAXEN	12,55	
	FAREN	18,96	
	GERS	1,98	
	GÖS	3,59	
	MÖRT	30,08	
	SARV	4,24	
	SUTARE	2,48	
Medelvikt (kg)	ABBORRE	,01	
	ASP	1,56	
	BENLÖJA	,01	
	BJÖRKNA	,05	
	BRAXEN	,15	
	FAREN	,63	
	GERS	,01	
	GÖS	,02	
	MÖRT	,02	
	SARV	,47	
	SUTARE	1,24	
Antal/nät	ABBORRE	51,63	
	ASP	,44	
	BENLÖJA	6,00	
	BJÖRKNA	21,38	
	BRAXEN	5,19	
	FAREN	1,88	
	GERS	18,88	
	GÖS	10,63	
	MÖRT	78,75	
	SARV	,56	
	SUTARE	,13	
Vikt/nät (kg)	ABBORRE	,46	
	ASP	,68	
	BENLÖJA	,09	
	BJÖRKNA	,97	
	BRAXEN	,78	
	FAREN	1,19	
	GERS	,12	
	GÖS	,22	
	MÖRT	1,88	
	SARV	,27	
	SUTARE	,15	

Tabell 2		Funbosjön	
		Bottennät	
		Djupzon	
		<3 m	3-6 m
Antal nät		8	8
Antal fiskar	ABBORRE	74,13	29,13
	ASP	,75	,13
	BENLÖJA	10,00	2,00
	BJÖRKNA	21,00	21,75
	BRAXEN	4,25	6,13
	FAREN	,25	3,50
	GERS	17,25	20,50
	GÖS	4,75	16,50
	MÖRT	111,3	46,25
	SARV	1,00	,13
	SUTARE	,25	,00
Totalt		244,9	146,00
Vikt (kg)	ABBORRE	,70	,22
	ASP	1,18	,18
	BENLÖJA	,16	,02
	BJÖRKNA	,75	1,19
	BRAXEN	,53	1,04
	FAREN	,10	2,27
	GERS	,11	,14
	GÖS	,02	,43
	MÖRT	2,66	1,10
	SARV	,53	,00
	SUTARE	,31	,00
Totalt		7,03	6,59

Tabell 3

	Funbosjön			
	Medellängd	Största längd	Minsta längd	Antal
ABBORRE	79	305	48	826
ASP	566	675	400	7
BENLÖJA	121	169	50	96
BJÖRKNA	152	305	57	342
BRAXEN	206	368	48	83
FAREN	409	455	207	30
GERS	81	132	37	302
GÖS	92	597	74	170
MÖRT	106	353	48	1260
SARV	299	383	133	9
SUTARE	448	470	426	2

Bergsjön

<i>Tabell 4</i>		Bergsjön
		Bottennät
		Antal nät
		8
Totalantal	GÄDDA	1,00
Totalvikt	GÄDDA	,15
Medelvikt	GÄDDA	,15
Antal/nät	GÄDDA	,13
Vikt/nät	GÄDDA	,02

Hulesjön

<i>Tabell 7</i>		Hulesjön
		Bottennät
		Antal nät
		8
Totalantal	MÖRT	10,00
Totalvikt	MÖRT	,69
Medelvikt	MÖRT	,07
Antal/nät	MÖRT	1,25
Vikt/nät	MÖRT	,09

Gysjön

<i>Tabell 10</i>		Gysjön
		Bottennät
		Antal nät
		24
Totalantal	ABBORRE	399,00
	BRAXEN	120,00
	GÄDDA	7,00
	MÖRT	903,00
	SARV	40,00
	SUTARE	12,00
Totalvikt (kg)	ABBORRE	12,10
	BRAXEN	6,00
	GÄDDA	2,70
	MÖRT	10,79
	SARV	1,98
	SUTARE	7,53
Medelvikt (kg)	ABBORRE	,03
	BRAXEN	,05
	GÄDDA	,39
	MÖRT	,01
	SARV	,05
	SUTARE	,63
Antal/nät	ABBORRE	16,63
	BRAXEN	5,00
	GÄDDA	,29
	MÖRT	37,63
	SARV	1,67
	SUTARE	,50
Vikt/nät (kg)	ABBORRE	,50
	BRAXEN	,25
	GÄDDA	,11
	MÖRT	,45
	SARV	,08
	SUTARE	,31

<i>Tabell 5</i>		Bergsjön	
		Bottennät	
		Djupzon	
		<3 m	3-6 m
Antal nät		4	4
Antal fiskar	GÄDDA	,25	,00
	Totalt	,25	,00
Vikt (kg)	GÄDDA	,04	,00
	Totalt	,04	,00

Tabell 6

Bergsjön				
	Medellängd	Största längd	Minsta längd	Antal
GÄDDA	296	296	296	1

<i>Tabell 8</i>		Hulesjön	
		Bottennät	
		Djupzon	
		<3 m	3-6 m
Antal nät		6	2
Antal fiskar	MÖRT	1,67	,00
	Totalt	1,67	,00
Vikt (kg)	MÖRT	,12	,00
	Totalt	,12	,00

Tabell 9

Hulesjön				
	Medellängd	Största längd	Minsta längd	Antal
MÖRT	178	247	139	10

<i>Tabell 11</i>		Gysjön		
		Bottennät		
		Djupzon		
		<3 m	3-6 m	6-12 m
Antal nät		8	8	8
Antal fiskar	ABBORRE	20,63	29,25	,00
	BRAXEN	4,88	10,00	,13
	GÄDDA	,50	,38	,00
	MÖRT	28,63	84,25	,00
	SARV	5,00	,00	,00
	SUTARE	1,38	,13	,00
	Totalt	61,00	124,0	,13
Vikt (kg)	ABBORRE	,58	,93	,00
	BRAXEN	,24	,50	,00
	GÄDDA	,10	,24	,00
	MÖRT	,37	,97	,00
	SARV	,25	,00	,00
	SUTARE	,78	,16	,00
	Totalt	2,32	2,81	,00

Tabell 12

Gysjön				
	Medellängd	Största längd	Minsta längd	Antal
ABBORRE	104	388	51	399
BRAXEN	133	415	42	120
GÄDDA	327	553	119	7
MÖRT	106	197	46	903
SARV	150	236	87	40
SUTARE	349	460	251	12

Tabell 13		Molnbyggen	
		Bottennät	Pelagiska nät
		Antal nät	Antal nät
		40	6
Totalantal	ABBORRE	324,00	1,00
	BENLÖJA	32,00	4,00
	GERS	100,00	,00
	MÖRT	176,00	2,00
	SIKLÖJA	55,00	33,00
Totalvikt (kg)	ABBORRE	11,19	,05
	BENLÖJA	,55	,06
	GERS	,46	,00
	MÖRT	5,39	,05
	SIKLÖJA	,77	,39
Medelvikt (kg)	ABBORRE	,03	,05
	BENLÖJA	,02	,02
	GERS	,00	,
	MÖRT	,03	,03
	SIKLÖJA	,01	,01
Antal/nät	ABBORRE	8,10	,17
	BENLÖJA	,80	,67
	GERS	2,50	,00
	MÖRT	4,40	,33
	SIKLÖJA	1,38	5,50
Vikt/nät (kg)	ABBORRE	,28	,01
	BENLÖJA	,01	,01
	GERS	,01	,00
	MÖRT	,13	,01
	SIKLÖJA	,02	,06

Tabell 15

	Molnbyggen			
	Medellängd	Största längd	Minsta längd	Antal
ABBORRE	143	304	47	325
BENLÖJA	141	170	101	36
GERS	83	130	59	100
MÖRT	142	255	72	178
SIKLÖJA	131	154	74	88

Tabell 14		Molnbyggen						
		Bottennät				Pelagiska nät		
		Djupzon				Djupzon		
		<3 m	3-6 m	6-12 m	12-20 m	0-6 m	6-12 m	12-18 m
Antal nät		10	10	10	10	2	2	2
Antal fiskar	ABBORRE	11,70	14,00	6,70	,00	,00	,50	,00
	BENLÖJA	3,20	,00	,00	,00	2,00	,00	,00
	GERS	1,90	3,80	3,40	,90	,00	,00	,00
	MÖRT	12,20	5,00	,40	,00	1,00	,00	,00
	SIKLÖJA	,00	,00	2,80	2,70	1,00	6,00	9,50
	Totalt	29,00	22,80	13,30	3,60	4,00	6,50	9,50
Vikt (kg)	ABBORRE	,32	,42	,39	,00	,00	,02	,00
	BENLÖJA	,05	,00	,00	,00	,03	,00	,00
	GERS	,01	,01	,02	,01	,00	,00	,00
	MÖRT	,33	,18	,02	,00	,03	,00	,00
	SIKLÖJA	,00	,00	,04	,04	,01	,07	,11
	Totalt	,72	,61	,46	,04	,07	,10	,11

Prov fiskeresultatet och det beräknade jämförelsevärde

	<i>Antal arter</i>		<i>Diversitet</i>		<i>Antal individer</i>		<i>Biomassa</i>		<i>Andel karpfisk</i>		<i>Andel fisk-ätande fisk</i>	
	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>	<i>Prov fiskeresultat</i>	<i>Jämförelsevärde</i>
Gysjön	6	5	0,71	0,55	61,7	24,2	1712,6	1132,3	64%	40%	19%	38%
Hulesjön	1	3,2	0	-0,04	1,3	29,8	86,8	1648,6	100%	29%	-	48%
Funbosjön	11	8,3	0,89	0,75	195,5	49,3	6812,5	2004,3	88%	76%	6%	6%
Molnbyggen	5	7,0	0,43	0,49	17,2	18,7	459	782,4	32%	31%	44%	45%
Bergsjön	1	3,1	0	-0,04	0,1	26,8	18,9	1355,6	-	28%	-	48%

Prov fiskuppgifter

X-koord.	Y-koord.	Sjönamn	Fiske- datum	Sikt- djup	Temp. Ytan (°C)	Temp. Botten (°C)	Språng- skikt (m)	Tidigare
								prov fiskad av
639218	144728	Gysjön	990828	1,8	19,2	10,2	6,5	Sötvattenslaboratoriet <i>Nej</i>
645008	136594	Hulesjön	990820	0,5	15,5	14,7	<i>Saknades</i>	<i>Nej</i>
663958	161511	Funbosjön	990823	1,2	16,1	15,3	<i>Saknades</i>	<i>Nej</i>
672727	145399	Molnbyggen	990815	4,5	17,2	6,4	7,5	<i>Nej</i>
700658	156723	Bergsjön	990812	1,2	16,1	10,7	3,5	<i>Nej</i>