



Läcker ett sanerat industriområde ut tungmetaller till Emån? – En studie gjord med öring (*Salmo trutta*) som bioindikator.

Emil Svärd

Examensarbete i Miljövetenskap

Nivå: D

Nr:

Läcker ett sanerat industriområde ut tungmetaller till Emån? – En studie gjord med öring (*Salmo trutta*) som bioindikator.

Emil Svärd

Miljövetenskapligt program 240 hp

Examensarbete (Miljövetenskap): 30 hp för Filosofie Magisterexamen

Handledare: Per Larsson, Professor i Fiskekologi, Högskolan i Kalmar

Extern handledare: Henrik Sundberg, Kemikalieinspektionen

Examinator: Bo Bergbäck, Professor i Miljökemi, Högskolan i Kalmar

Sammanfattning

En studie av tungmetallutsläpp från de sanerade industrimarkerna kring Jungnerholmarna i Fliseryd har utförts. Detta för att finna en orsak till låga bestånd av havsöring (*Salmo trutta*) vid Emåns mynning i Kalmarsund. Som indikator för utsläppen användes juvenil öring, infångad från lokaler uppströms, vid och nedströms den förmodade utsläppskällan vid Jungnerholmarna. Tungmetallerna kadmium, nickel, bly, zink och koppar analyserades i lever från öringen. Resultaten visar förhöjda halter av kadmium vid och nedströms Jungnerholmarna. Kadmiumhalterna i är dock reducerade sedan en liknande undersökning gjordes år 2001 och kan år 2009 klassas som normala. Halter av tungmetallerna nickel och bly har minskat i öringlever sedan år 2001, medan inga trender kan utläsas från metallerna zink och koppar. Vidare föreslås att framtida studier av tungmetaller i öringlever ska koncentreras kring Grönskogssjön i Emån.

Abstract

A study of heavy metal discharges from the decontaminated industrial land around Jungnerholmarna, Fliseryd, has been performed. The aim was to find a reason for small stocks of brown trout (*Salmo trutta*) at the estuary of the river Emån in Kalmarsund. As an indicator of the emissions, juvenile trout was used, which was captured from study areas upstream, by and downstream the presumed source of emissions by Jungnerholmarna. The heavy metals cadmium, nickel, lead, zinc and copper were analyzed in liver of brown trout. The results show elevated levels of cadmium by and downstream Jungnerholmarna. Cadmium levels have, however, decreased from the time when a similar survey was carried out in 2001, and can in the present year of 2009 be classified as normal. Concentrations of the heavy metals nickel and lead have decreased in liver of brown trout since 2001, while no trends can be deduced from the metals zinc and copper. This study suggests that future studies of heavy metals in liver of brown trout should be centered around Grönskogssjön in Emån.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	I
ABSTRACT	II
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	III
1. INLEDNING	1
1.1 ACKUMULATORFABRIKEN PÅ JUNGNERHOLMARNAS	1
1.2 SANERING AV JUNGNERHOLMARNAS	2
1.3 EGENSKAPER HOS KADMIUM	2
1.4 METALLERS RÖRLIGHET OCH TRANSPORT	3
1.5 PROBLEMBILDEN FÖRORENADE INDUSTRIOMRÅDEN	3
1.6 ATT ANVÄNDA JUVENIL ÖRING SOM BIOINDIKATOR	4
2. BAKGRUND	5
3. SYFTE	7
4. MATERIAL OCH METODER	7
5. RESULTAT	9
5.1 KADMIUM	10
5.2 NICKEL	10
5.3 BLY	11
5.4 ZINK	11
5.5 KOPPAR	12
6. DISKUSSION	12
7. TACK	15
8. REFERENSER	16
BILAGOR	19

1. Inledning

Emån ligger i östra Småland och är regionens största vattendrag (Halldén *et al.*, 2000). Med en längd på 220 kilometer och avrinningsområde på cirka 4600 km² sträcker sig vattendraget från Nässjö till mynningen i Kalmarsund, söder om Oskarshamn. Emån räknas även som ett av Sveriges artrikaste vattendrag där över 30 fiskarter återfinns. Nämnvärt är bland annat beståndet av mal (*Siluris glanis*) som påträffas på få andra platser i Sverige. Ur sportfiskesynpunkt är Emån ett populärt vattendrag, framför allt för fiske av öring (*Salmo trutta*) men även lax (*Salmo salar*).

Sedan långt tillbaka i tiden har Emån haft ett stort industriellt värde (Jansson, 1999). Tack vare vattnets flöde och kraft har många kvarnar och industrier etablerats kring ån. En av dessa industrier var Jungnerholmarnas ackumulatorfabrik.

1.1 Ackumulatorfabriken på Jungnerholmarna

Jungnerholmarna i Emån ligger belägna i ett område nära samhället Fliseryd, där vattendraget delar upp sig i flera ringlande kvillar¹. Under åren 1910-74 tillverkades här uppladdningsbara NiCd-ackumulatorer enligt Waldemar Jungners patent (Jansson, 1999). Detta var en revolutionerande uppfinning för sin tid, vilken gav möjligheten att använda batterier i en helt annan utsträckning än tidigare. Inom processen användes tungmetallerna kadmium och nickel, såväl som zink och koppar. År 1942 tillkom även en återvinningsprocess för bly, där nedsmältning skedde för nytillverkning av batterier.

Den ständigt nära kontakten till Emån har lett till att fabriken under hela sin aktiva tid har haft en stor inverkan på vattendraget. Genom åren ansamlades främst stora mängder kadmium, nickel och bly i markerna på Jungnerholmarna och däromkring, samtidigt som stora mängder även läckte ner i grundvattnet och därefter ut i Emån. Mellan åren 1972-73, då verket på Jungnerholmarna fortfarande var aktivt, gjordes mätningar av vattenkemin i området. Resultatet av undersökningen var att tillskottet av kadmium vid Jungnerholmarna till Emån var mycket stort; en ökning med en faktor mellan 10 och 20 (ITM, 1993).

¹ Förgreningar av vattendragets huvudfåra

1.2 Sanering av Jungnerholmarna

Efter mer än 60 års verksamhet lades fabriken ned år 1974. I anslutning till nedläggningen inleddes ett mindre saneringsarbete då restmaterial från fabriken lades på deponi inom området (Jansson, 1999). Materialet sorterades upp i högar som var för sig innehöll bly- och nickelkadmiumhaltigt avfall. Efter det att avfallshögarna, som tidigare låg på markytan, kapslats in så minskade metallläckaget drastiskt till Emån (ITM, 1993). Dock rådde det fortfarande förhöjda halter av främst kadmium nedströms Jungnerholmarna och Fliseryd.

År 1999 påbörjades ett mycket mer omfattande saneringsarbete som pågick fram till 2002 (Mönsterås kommun, 2004). Stora delar av området grävdes då upp och återfylldes med friska jordar. Majoriteten av industrins byggnader revs på grund av stark metallkontamination i väggar och fasader efter fabriken verksamhet. En del material kunde renas och användas som återfyllnad i markerna, men mycket lades på klass 1-deponi vid Mörkeskog. Hit flyttades också det material som hade lagts på deponi vid Jungnerholmarna i samband med det första saneringsarbetet på 1970-talet. Efter saneringen kunde man konstatera att läckaget av kadmium minskat betydligt från Jungnerholmarna till Emån.

Under den senare saneringen av Jungnerholmarna pågick samtidigt en kontinuerlig uppföljning av saneringsarbetets påverkan på miljön runt holmarna (Mönsterås kommun, 2004). Inom uppföljningen gjordes undersökningar av grundvatten, nedfall av damm och dylikt samt en kontroll av Emåns vatten. Slutsatsen var att saneringen i sig inte haft någon större påverkan på närmiljön.

1.3 Egenskaper hos kadmium

Kadmium är en icke essentiell metall och anrikas hos fisk främst i gäle, njure och lever (Roberts *et al.*, 1979; Sorensen, 1991). Eftersom kadmium har likvärdiga egenskaper med den essentiella tungmetallen zink, tas dessa upp analogt hos växter och kadmium kommer på det viset in i näringskedjan. På samma sätt kan kadmium ersätta zink i bland annat enzymer, vilket leder till deformation av enzymet och hämmar dess funktion. Långtidsexponering av kadmium kan i fisk även leda till skelettskador med symptom att bland annat ryggraden deformeras (Bengtsson *et al.*, 1975). Fisk har emellertid, såsom många andra vertebrater, en egenskap att utsöndra kadmium via proteinet metallotionein som binder kadmium till sig och minskar dess toxicitet (Hogstrand och Haux, 1991; Olsvik *et al.*, 2000; Eroglu, 2005; Kovarova *et al.*, 2009). Vid alltför höga koncentrationer räcker emellertid inte produktionen av metallotionein till (Kovarova *et al.*, 2009) och kadmium binder till andra proteiner, varefter skador uppstår på organismen. Eftersom kadmium binds så pass hårt till metallotionein

kommer halveringstiden i fisken för denna metall att vara mer än ett år (Andersson och Gabring, 1988).

1.4 Metallers rörlighet och transport

I marker binder metaller till främst lermineral och humusämnen (Bydén *et al.*, 2003). Faktorer såsom pH påverkar metallens förmåga att binda till lermineralet och humusämnet, vilket också styr metallens rörlighet i marken. För kadmium gäller förhållandet att lösligheten i marken ökar vid lägre pH (Xiaobing *et al.*, 1997; Vega *et al.*, 2008; Shaheen, 2009), vilket också gäller för nickel och zink (Naturvårdsverket, 1993). Bly och koppar är ofta starkt bundet till lermineral och humusämnen, men kommer också att lösas ut vid lågt pH. Andra metaller kan ha det motsatta förhållandet. Arsenik till exempel fastläggs istället i marker vid låga pH och har ökad löslighet vid högre pH. Sammantaget finns ett problem med metallförorenade marker att pH-förändringar kan få depåer av metaller att röra på sig. Vid Jungnerholmarna kunde låga pH i markerna innan saneringsarbetet leda till att stora mängder av främst kadmium, nickel och bly läckte ut i Emåns vatten och transporterades nedströms. När pH sedan höjs kommer dessa metaller att återigen bindas till partiklar och kan därefter sedimentera, vilket också skett i Grönskogssjön med främst kadmium och bly (Västerviks kommun, 2003).

Metaller kan också spridas över stora områden via rökgaser från förbränning av metallhaltiga material. Partikelbundet finns potential för metaller att röra sig över stora områden innan de faller ner i marker och vatten. Detta nedfall är ett problem som kan leda till miljöförstöring på samma sätt som direkta utsläpp. Vid Jungnerholmarna skedde stora utsläpp av bland annat kadmium och bly via rökgaser när dessa metaller smältes ned (Jansson, 1999). Dessa utsläpp kom sedan att falla ner i närområdet och kan även idag vara en källa till miljöförstöring (ITM, 1993).

1.5 Problembilden förorenade industritomter

Problemet med förorenade industritomter är stort i Sverige såväl som i hela världen. Den industriella utvecklingen har bidragit till utveckling av samhället till så som det ser ut idag, men har samtidigt skapat många fula ärr i miljön med avseende på föroreningar av olika slag. På grund av att miljölagstiftningen var dåligt utformad i Sverige tills för bara några decennier sedan har inte lika stora krav ställts på miljöskyddande åtgärder under industrins levnadstid

såväl som efter dess nedläggning, som det görs idag. Ovarsam hantering av miljöfarliga ämnen har lett till att industritomter och marker däromkring blivit förorenade. I Sverige uppskattas bly, kadmium, kvicksilver och arsenik dölja sig under 80 000 markområden, varav 23 000 av dessa klassas som riskområden för miljö och hälsa (SAKAB, 2003). Exempel på en sådan industritomt är området i Bengtsfors där Alfred Nobel år 1895 anlade Elektrokemiska Aktiebolaget. Här tillverkades klorgas och natriumhydroxid under många år, följt av många andra industrier som flyttade in i samma lokaler efter att Elektrokemiska Aktiebolaget flyttades. År 2007 inleddes ett saneringsarbete för att återställa området och markerna beräknades då innehålla 15 ton kvicksilver och 850 gram dioxin. Liknande Jungnerholmarna grävdes dessa marker upp och återfylldes med renade och friska jordar.

Problemet med saneringen av gamla förorenade industritomter är finansieringen. Om industrin lades ner innan Miljöbalken trädde i kraft 1969 har inte verksamhetsutövaren någon ekonomisk skyldighet att finansiera saneringsarbetet. På grund av detta faller ofta den finansiella biten på staten och kommuner.

1.6 Att använda juvenil öring som bioindikator

Juvenil öring lämpar sig bra som indikator på tungmetaller i den omgivande miljön (Linde *et al.*, 1998; Olsvik *et al.*, 2001). Äldre individer rör sig över mycket större områden på grund av bland annat migration till hav från vattendraget där öringen vuxit upp (Fiskeriverket, 2001; Klemetsen *et al.*, 2003). Därmed kommer äldre individer exponeras för olika vatten med olika koncentration av tungmetaller. Juvenil öring är mer stationär och är därmed mer begränsad till ett visst område i det vatten som de lever. Dess livsöde påverkas av den föda och vattenkvalité som finns i habitatet. Föda som juvenil öring intar såsom insekter och oligochaeter är vanligtvis stationär och metallkoncentrationen i vävnaden hos dessa organismer påverkas mycket av de tungmetaller som finns i dess livsmiljö (Dallinger och Kautzky, 1985; Ng och Wood, 2008; Béchard *et al.*, 2008). Detta medför att de koncentrationer av tungmetaller som finns i föda och även i vattnet kring fisken kommer att återspeglas i fiskens vävnad efter upptag av tungmetaller genom tarm och gälar. Det har visats att kadmium som tagits upp i öring ackumuleras i gälar, njure och lever (Roberts *et al.*, 1979; Sorensen, 1991), vilket visar på att öringlever är en lämplig vävnad för analys av kadmium.

2. Bakgrund

Sedan 1994 har det noterats svaga bestånd av öring 0+² och 1+³ i Emåns nedre delar (Arnemo, 1994). Dessa resultat baseras på tidigare elfisken⁴ och observationer (Arnemo *et al.*, 1987; Arnemo, 1989, 1992). Mellan 1993-99 utförde Fiskeriverkets utredningskontor kontinuerliga elfisken i Emån vid bestämda lokaler. Resultatet sammanställdes i en rapport, i vilken det konstaterades att bestånden av öring 0+ och 1+ minskat radikalt mellan åren 1993-95 jämfört med tidigare år (Fiskeriverket, 1999). Särskilt noterades detta vid de elfiskade lokalerna nära Emåns mynning i Kalmarsund. Fortsatta elfisken vid samma lokaler visar att beståndet är fortsatt lågt in på 2000-talet (Fig. 1a).

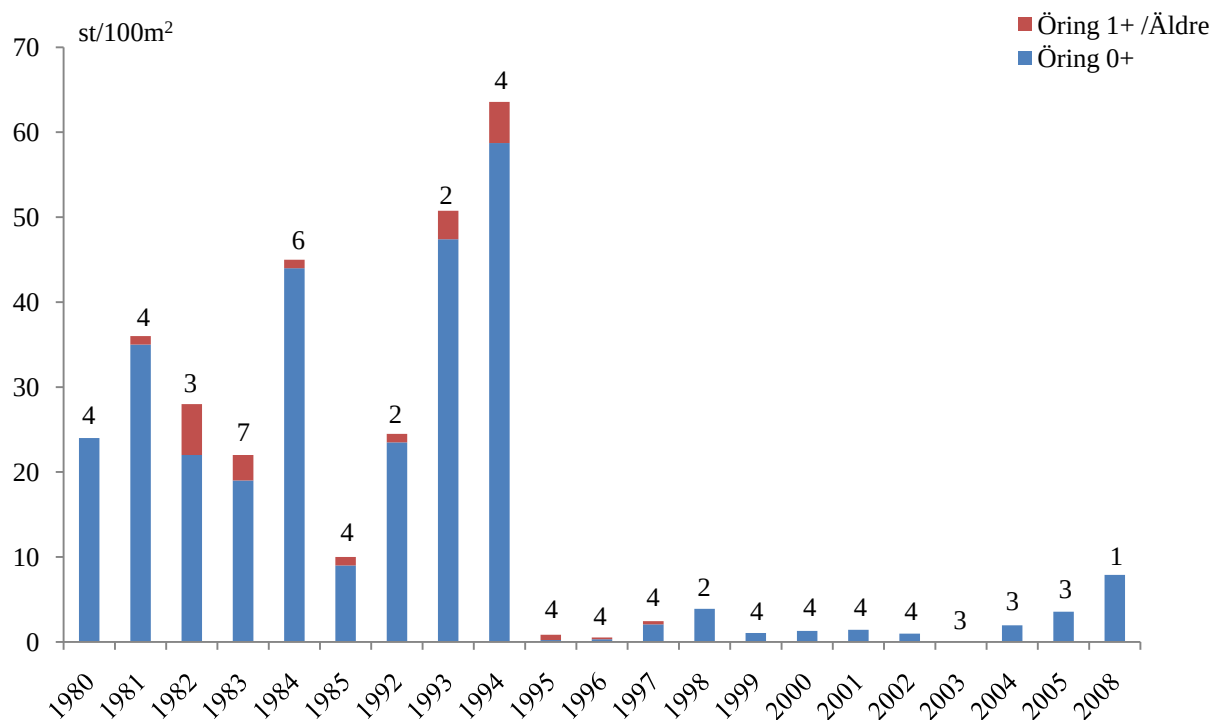
Även om beståndet av 0+ öring vissa år har ökat, är beståndet generellt mycket lågt och somliga år obefintligt vid vissa lokaler. Detta indikerar någon form av störande faktor för öringens nyrekrytering. Vid jämförelse med till exempel laxen vid Emåns mynning finner man inga gemensamma mönster (Fig. 1b). Beståndet av lax hade visserligen en nedgång vid Emåns mynning kring de år som öringbeståndet rasade men orsaken till detta tros vara en epidemi av sjukdomen M74 (Fiskeriverket, 1999). Laxbeståndet återhämtade sig emellertid efter detta. Öringen drabbades inte av sjukdomen i samma utsträckning som laxen. Eftersom samma metodik använts vid provfiske efter lax såväl som öring kan inte själva metodiken ifrågasättas, eftersom provfisket efter lax har varit framgångsrikt även efter öringbeståndets dramatiska nedgång. Nedgången tycks inte heller bero på en konkurrenssituation mellan öring och lax. Eftersom laxbeståndet försvagats av M74 kring de aktuella årtalen finns ingen grund till detta. Här bör istället andra orsaker sökas till öringbeståndets nedgång.

Vid den senare saneringen av Jungnerholmarna utfördes undersökningar av tungmetallhalter i lever från 0+ öring (Lithner och Holm, 2004). Öring infångades maj till september år 2001 (under saneringsarbetets gång) genom elfiske vid tre referenslokaler belägna uppströms Jungnerholmarna. Kadmium-, nickel- och blyhalter i levern på dessa öringar jämfördes med öring infångad från två lokaler belägna vid och nedströms Jungnerholmarna. Resultaten visade att halten av kadmium var tiofalt högre i lever hos många öringar vid Jungnerholmarna i jämförelse med referenslokalerna. Halterna av nickel och bly var generellt låga.

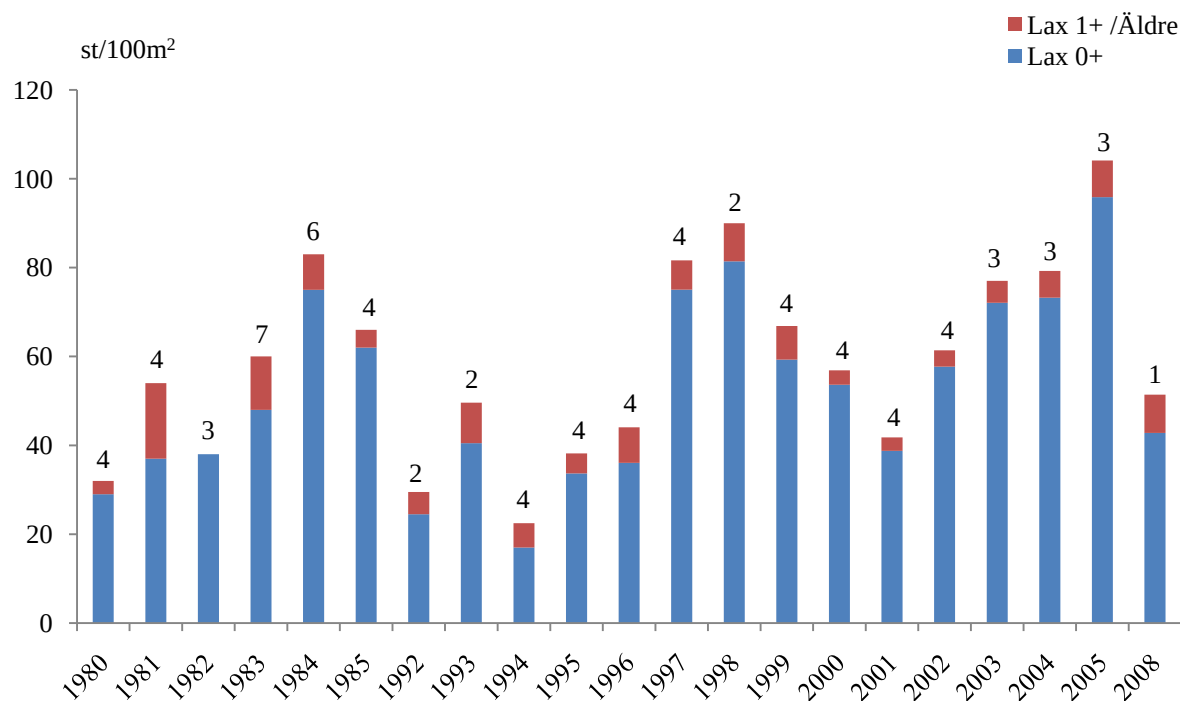
² Fisk i sitt första levnadsår

³ Fisk i sitt andra levnadsår

⁴ Fiske med elektrisk ström



Figur 1a. Medelvärden av beräknade resultat från elfisken av öring vid Emåns mynning. Siffror ovan staplar avser antalet avfiskade lokaler. (Källa: Arnemo *et al.*, 1987; Arnemo, 1992; Fiskeriverkets elfiskedatabas)



Figur 2b. Medelvärden av beräknade resultat från elfisken av lax vid Emåns mynning. Siffror ovan staplar avser antalet avfiskade lokaler. (Källa: Arnemo *et al.*, 1987; Arnemo, 1992; Fiskeriverkets elfiskedatabas)

3. Syfte

Syftet med detta arbete var att finna en orsak till varför öringens bestånd har varit fortsatt lågt vid Emåns mynning efter den dramatiska förändringen runt 1994-95. Av historiska skäl pekas Jungnerholmarna här ut som en möjlig orsak. Ackumulatorfabriken släppte under ett sextiototal år ut stora mängder av främst kadmium till marker i närområdet och till Emån. Dessa kadmiumutsläpp kan ha inverkat negativt på öringbeståndet nedströms Jungnerholmarna även efter batterifabriken nedläggning genom transport via vatten till Emåns mynning.

Efter saneringsarbetet kring Jungnerholmarna har öringbeståndet varit fortsatt lågt. En orsak till detta kan vara att saneringsarbetet koncentrerats enbart på de mest kontaminerade områdena av det forna industriområdet. Läckage av tungmetaller kan fortfarande ske från de marker runt omkring som inte innefattades i saneringsarbetet och som utsatts för bland annat nedfall från utsläppta rökgaser under tiden batterifabriken var i drift (ITM, 1993).

Dessutom har inga uppföljningar gjorts av Lithner och Holms rapport (2004), trots de stora skillnaderna i kadmiumhalter i öringlever som uppmättes 2001. Det går därmed inte att skapa sig en bild av hur det ser ut nu, mer än ett halvt decennium senare. Detta arbete är därmed metodikmässigt upplagt på liknande sätt som Lithner och Holm (2004). Målsättningen var att undersöka koncentrationen av kadmium i lever från juvenil öring och se ifall det fortfarande rådde någon skillnad i kadmiumhalter mellan referenslokaler och förorenade lokaler i lever hos både öring 0+ och 1+. Även tungmetallerna nickel, bly, zink och koppar undersöktes med samma metod.

4. Material och metoder

Under tre dagar i juni månad år 2009 elfiskades fem utvalda lokaler efter öring 0+ och 1+ (Fig. 2a, 2b). Som referenslokaler fungerade Högsby (H), Finsjö Nedre (F) samt Mejerikvillen (M). Förorenade lokaler var Öringkvillen (Ö) och Vällingströmmen (V). Lokalerna finns mer detaljerat beskrivna i bilaga 1.

Elfisket påbörjades den 1 juni 2009 vid Finsjö Nedre. Därefter elfiskades Högsby, Mejerikvillen och Öringkvillen den 2 juni. Vällingströmmen elfiskades den 10 juni. Till elfisket användes ett aggregat med batteridrift av fabrikatet LUGAB. Överlag utfördes fisket

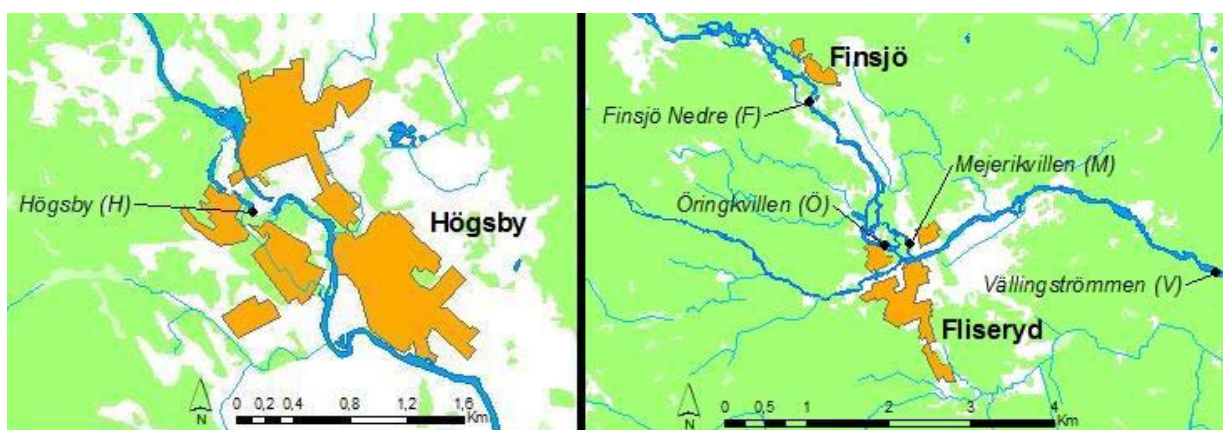
med 500 volts spänning men ändrades vid behov. Fångsten förvarades i kylväska i fält och frystes därefter in vid Kalmarsundslaboratoriet.

Då alla lokaler fiskats, tinades samtliga öringar. Öringen vägdes (våtvikt), längdmättes och levern dissekerades därefter ut med metallskalpell. Levrarna placerades individuellt i syradiskade provrör av glas och frystorkades under 24 timmar till torrsbstans (TS) och vägdes sedan. Uppslutning med salpetersyra (65 % Aristar från BDH) och metallanalys med ICP-Masspektrometri utfördes vid avdelningen för Växtekologi och Systematik, Ekologiska institutionen, Lunds Universitet.

Statistiska tester utfördes med envägs ANOVA och regression. Programvaran som användes var Statistica version 9.0.



Figur 2a. Karta över Emån. Punkter visar lokalernas placering i vattendraget (Grå = referenslokal, Röd = förorenad lokal)



Figur 2b. Kartor över Högsby- respektive Fliserydsområdet, med lokaler utmärkta i Emån (punkter, med tillhörande namn).

5. Resultat

Öringen som infångades till denna undersökning hade en längd mellan 39–58 mm (Bilaga 2). Levvrarna från de infångade öringarna vägde mellan 1.6–7.3 mg TS.

Längden på öringarna från Öringkvillen samt dess levervikt testades mot öringarna fångad vid referenslokalerna utan att någon signifikant skillnad påträffades. Vällingströmmen uteslöts från denna analys på grund av att dessa öringar hunnit tillväxa mer under de tio dagar som passerat mellan det att Vällingströmmen och de andra lokalerna fiskats av.

Varje prov som analyserades bestod av frystorkad lever från en öringindivid. Proverna analyserades på tungmetallerna kadmium, nickel, bly, zink och koppar. Antalet prov av öringlever som analyserades från vardera lokal var enligt tabell 1. När elfisket utfördes fångades inga öringar 1+ vid Öringkvillen och Vällingströmmen. Denna ålderskategori kom därmed att uteslutas från denna undersökning.

Tabell 1. Antal prover för metallanalys från respektive lokal.

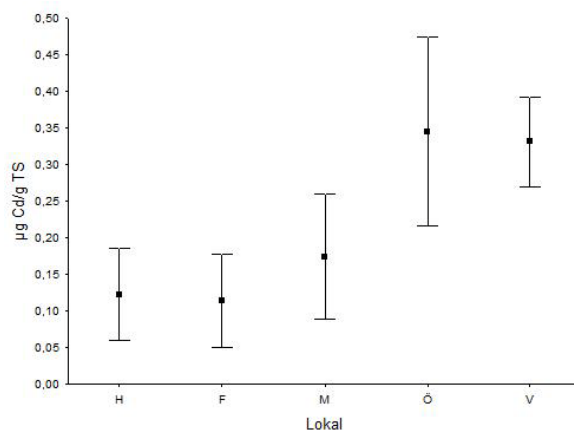
Lokal	Antal prover
Högsby ^a	7
Finsjö Nedre	6
Mejerikvillen	6
Öringkvillen	8
Vällingströmmen	6

^a Vid lokalen Högsby infångades inte tillräckligt med öring 0+ vid elfisketillfället. Antalet öringar ökades genom två exemplar infångade från en fiskefälla vid kraftverksdammen Finsjö Övre. Dessa behandlades likvärdiga med fångsten från lokalen Högsby.

I och med att Vällingströmmen fiskades av tio dagar efter de andra lokalerna, kom dessa öringar att vara av en större längd. Med regressionsanalys hittades inget samband mellan längd på öring och upptag av kadmium, nickel, zink och koppar i lever. Därmed utnyttjades öringarna från Vällingströmmen för statistiska analyser av tungmetallerna. Det enda undantaget var bly där koncentrationen minskade vid en större längd ($p < 0.01$). Öringarna från Vällingströmmen togs trots detta med i undersökningen av bly.

5.1 Kadmium

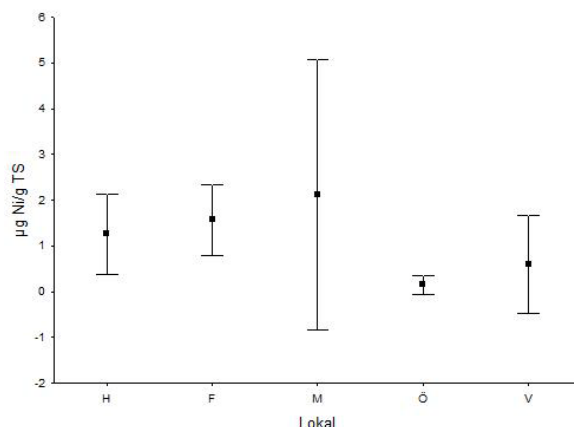
Det fanns en signifikant skillnad i kadmiumhalt i öringlever mellan de förmodade förorenade lokalerna och referenslokalerna ($p < 0.01$, Fig. 3). Kadmiumhalter i öringlever från Högsby var 0.12 ± 0.063 (medelvärde $\mu\text{g Cd/g TS}$ och $\pm\text{SD}$), Finsjö Nedre 0.11 ± 0.064 , Mejerikvillen 0.17 ± 0.086 , Öringkvillen 0.35 ± 0.13 och Vällingströmmen 0.33 ± 0.062 .



Figur 3. Kadmiumhalter i öringlever för respektive lokal. Medelvärde presenterat i punkter och $\pm\text{SD}$ i staplar. Lokalbeteckningar: H - Högsby, F - Finsjö Nedre, M - Mejerikvillen, Ö - Öringkvillen samt V - Vällingströmmen.

5.2 Nickel

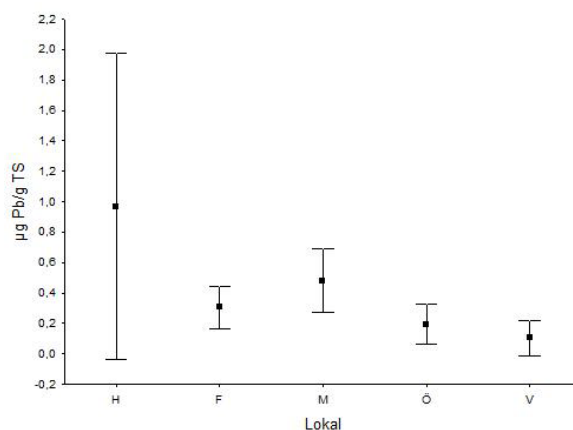
Någon signifikant skillnad med avseende på nickelhalter i öringlever påträffades ej mellan de förmodade förorenade lokalerna och referenslokalerna (Fig. 4). Nickelhalter i öringlever från Högsby var 1.3 ± 0.88 (medelvärde $\mu\text{g Ni/g TS}$ och $\pm\text{SD}$), Finsjö Nedre 1.6 ± 0.77 , Mejerikvillen 2.1 ± 3.0 , Öringkvillen 0.15 ± 0.20 och Vällingströmmen 0.59 ± 1.1 .



Figur 4. Nickelhalter i öringlever för respektive lokal. Medelvärde presenterat i punkter och $\pm\text{SD}$ i staplar.

5.3 Bly

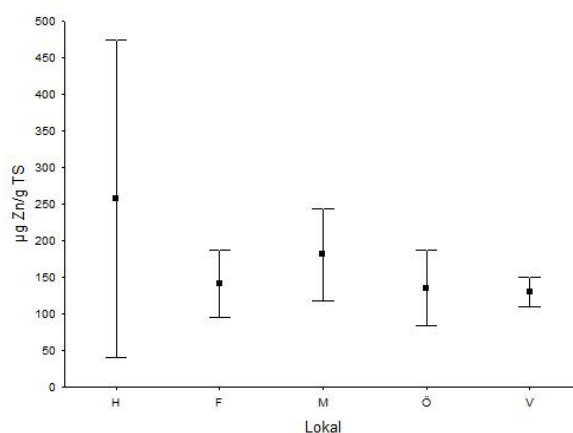
En signifikant skillnad påträffades i blyhalter i öringlever mellan Vällingströmmen och referenslokalerna ($p < 0.01$, Fig. 5) samt mellan Öringkvillen och Högsby ($p < 0.01$). Blyhalter i öringlever från Högsby var 0.97 ± 1.0 (medelvärde $\mu\text{g Pb/g TS}$ och $\pm\text{SD}$), Finsjö Nedre 0.31 ± 0.14 , Mejerikvillen 0.48 ± 0.21 , Öringkvillen 0.19 ± 0.13 och Vällingströmmen 0.10 ± 0.12 .



Figur 5. Blyhalter i öringlever för respektive lokal. Medelvärde presenterat i punkter och $\pm\text{SD}$ i staplar.

5.4 Zink

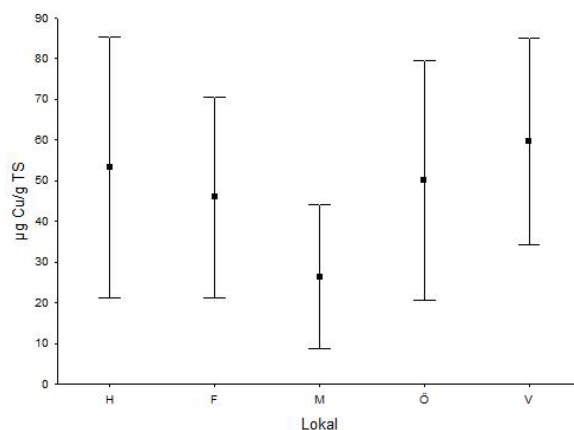
Det påträffades ingen signifikant skillnad med avseende på zinkhalt i öringlever mellan de förmodade förorenade lokalerna och referenslokalerna (Fig. 6). Zinkhalter i öringlever från Högsby var 260 ± 220 (medelvärde $\mu\text{g Zn/g TS}$ och $\pm\text{SD}$), Finsjö Nedre 140 ± 46 , Mejerikvillen 180 ± 62 , Öringkvillen 140 ± 52 och Vällingströmmen 130 ± 20 .



Figur 6. Zinkhalter i öringlever för respektive lokal. Medelvärde presenterat i punkter och $\pm\text{SD}$ i staplar.

5.5 Koppar

Det påträffades ingen signifikant skillnad med avseende på kopparhalt i öringlever mellan de förmodade förorenade lokalerna och referenslokalerna (Fig. 7). Kopparhalter i öringlever från Högsby var 53 ± 32 (medelvärde $\mu\text{g Cu/g TS}$ och $\pm\text{SD}$), Finsjö Nedre 46 ± 25 , Mejerikvillen 26 ± 18 , Öringkvillen 50 ± 30 och Vällingströmmen 60 ± 25 .



Figur 7. Kopparhalter i öringlever för respektive lokal. Medelvärde presenterat i punkter och $\pm\text{SD}$ i staplar.

6. Diskussion

Resultatet av denna undersökning visar på att halterna av nickel och bly har minskat i öringlever vid Öringkvillen år 2009. Denna slutsats kan dras efter jämförelse med de halter som uppmättes i Lithner och Holms (2004) undersökning, vid samma lokal och samma månad år 2001. Då var nickelhalten i öringlever $0.40 \mu\text{g/g TS}$ (samlingsprov), jämfört med år 2009 då halten hade sjunkit till $0.15 \mu\text{g/g TS}$ (medelvärde av alla replikat). Minskningen för bly är från $0.42 \mu\text{g/g TS}$ år 2001 (samlingsprov) till $0.19 \mu\text{g/g TS}$ år 2009 (medelvärde av alla replikat). Minskningen går inte att säkerhetsställa statistiskt, eftersom replikaten av öringlever från juni månad vid 2001 års undersökning satts ihop till ett samlingsprov. Det saknas därmed tillräckligt med underlag för att utföra en korrekt statistisk beräkning. Men detta skulle ändå kunna ses som ett tecken på att den senare saneringen av Jungnerholmarna har minskat läckaget av dessa två metaller från markerna kring Jungnerholmarna. En signifikant högre koncentration av bly vid Högsby jämfört med Öringkvillen och Vällingströmmen år 2009 kan tyda på urbana utsläpp från samhället Högsby.

Vad det gäller koppar och zink i öringlever finns inga trender att urskilja. Halterna av dessa två metaller varierar utan något mönster som skulle kunna kopplas till Jungnerholmarna. Den högre förekomsten av koppar vid lokalerna Högsby och Vällingströmmen skulle kunna förklaras med urbana utsläpp från samhällena Högsby och Fliseryd. Det finns ingen möjlighet här att jämföra med år 2001 eftersom dessa metaller inte undersöktes då.

Den enda undersökta tungmetallen som förekommer i signifikant förhöjda halter nedströms Jungnerholmarna är kadmium. Dock kan en minskning av kadmium i öringlever ses sedan Lithner och Holm (2004) gjorde den senaste undersökningen av öringlever år 2001 (ej statistiskt säkerställt). Vid Öringkvillen låg då kadmiumhalten i lever på över 2 µg/g TS hos de öringar som infångades i juni månad (samlingsprov), jämfört med 0.35 µg/g TS år 2009 (medelvärde). Vidare kan även de öringar som fångats senare sommaren 2001 användas till att jämföra med 2009 års resultat. I september 2001 kunde så höga kadmiumhalter som upp till 6.9 µg/g TS uppmätas i öringlever från Öringkvillen (singelprov). Denna jämförelse är möjlig att göra eftersom inget samband kunnat påvisas mellan längd på öringen och kadmiumhalter i öringlever.

Enligt bedömningsgrunder från Naturvårdsverket (1987) är gränsen för kadmiumhalter i öringlever från ”opåverkade områden” <0.4 µg Cd/g TS. Det här visar på att halterna uppmätta i öringlever från de förorenade lokalerna år 2009 ändå kan klassas som normala. Endast tre replikat i hela denna undersökning överstiger detta gränsvärde. Detta indikerar att saneringsarbetet kring Jungnerholmarna har lyckats och att läckaget av kadmium till Emån har minskat. De läckage som fortfarande sker till Emån skulle kunna vara av mer diffus art. Möjliga källor är de marker kring Jungnerholmarna som inte sanerats och som under ackumulatorfabrikens verksamma tid utsatts för nedfall och föroreningar.

Det finns ingen statistiskt påvisad skillnad i längd mellan referenslokalerna och Öringkvillen. Detta indikerar att ingen av de undersökta metallerna har någon påverkan på tillväxten av öring 0+ vid Öringkvillen. Denna lokal kan därmed klassas som ett opåverkat område även i detta hänseende.

Resultatet från denna studie visar att ytterligare studier av orsaker till det låga öringbeståndet vid Emåns mynning ska riktas nedströms Jungnerholmarna. Detta eftersom kadmiumutsläppen från Jungnerholmarna har minskat till acceptabla nivåer. Detsamma gäller halterna av nickel och bly. Slutrapporten för saneringen av Jungnerholmarna antyder att det finns ännu en källa där kadmium tillkommer till Emåns vatten och att denna källa finns belägen mellan Fliseryd och mynningen (Mönsterås kommun, 2004). Den nedströms liggande Grönskogssjön vore här ämne för undersökning, eftersom sjöns sediment innehåller ackumulerade utsläpp av främst kadmium och bly som härrör från den tid då batterifabriken vid Jungnerholmarna var aktiv (ITM, 1991; Västerviks kommun, 2005). Orsaken till detta är sjöns sammankoppling med Emån, vilket medför att Grönskogssjön tar emot ca 1/5 av Emåns vatten.

Mellan maj 2003 och maj 2005 genomfördes "Projekt Gladhammars gruvor", där bland annat bottensediment i en av Grönskogssjöns djuphålor karaktäriserades (Västerviks kommun, 2005). Undersökningen visade på höga halter av främst kadmium och bly i sediment som härrör från samma tid då batterifabriken vid Jungnerholmarna var aktiv och som transporterats vattenvägen från Jungnerholmarna till Grönskogssjön. Studien visade också att det sker en mobilisering av metallerna i sedimentet upp till sjöns vatten genom diffusion. Denna mobilisering sker även från de sediment med de högst uppmätta halterna av kadmium och bly som återfanns 25-40 cm ner i det undersökta sedimentet. Metallerna kan sedan transporteras ner till Emåns mynning via sjöns sammankoppling med Emån. Även resuspension bör beaktas som en möjlighet för metaller i sedimenten att nå den fria vattenmassan (ITM, 1993). En indikation på att metaller frigörs från sedimentet i Grönskogssjön kan vara att de högsta halterna av kadmium i Emåns vatten under saneringsarbetet inte uppmättes vid Jungnerholmarna, utan i en provpunkt vid Karlshammar, strax efter Grönskogssjön (Lithner och Holm, 2004). Det vore av dessa anledningar intressant att utföra en studie av tungmetallhalter i öringlever kring Grönskogssjön.

I denna undersökning inkluderades från början även en sjätte lokal belägen nere vid Emåns mynning. Lokalen, kallad Kvarnkvillen, elfiskades av till Lithner och Holms (2004) undersökning och klassades som förorenad lokal. Dock gavs inte tillstånd till att utföra fiske vid denna lokal till denna undersökning och det kan därmed inte bedömas hur tungmetallhalter ser ut i öringlever vid Emåns mynning. Det finns heller inget underlag till att jämföra med år 2001 för att se om det skett någon förändring av kadmium-, nickel-, och blyhalter i öringlever vid Kvarnkvillen. Det är av stor vikt att undersöka just området kring Emåns mynning eftersom det vatten som flödar dit är påverkat av alla aktiviteter högre upp i Emån. Därmed påverkas också de organismer som lever i vattnet vid mynningen.

Lever från öring 0+ visade sig i denna studie vara en bra indikator för att undersöka kadmium-, nickel-, bly-, zink- och kopparhalter i olika delar av ett vattendrag. Dessutom går det med dagens analysteknik att detektera mycket låga metallhalter, vilket gör att enskilda individer av öring 0+ kan användas. Öringlever utnyttjad i denna undersökning vägde mindre än 8 mg (TS). Fördelen med prov från enskilda individer är att fler replikat kan användas på ett statistiskt riktigt sätt och att detta ger en mer korrekt bild av verkligheten. I samlingsprover finns det ingen möjlighet att se huruvida de ihopsamlade proven är homogena eller ej. Om en lever i ett samlingsprov innehåller extremt höga alternativt låga metallhalter så kommer detta att påverka hela samlingsprovet och i detta läge är det lätt att dra felaktiga slutsatser. På grund av exempelvis sjukdom eller missbildning kan vissa individer ha lättare att ta upp metaller, något som kanske inte alls är överensstämmande med resten av beståndet. Därmed kommer slumpen vid fisket (att få till exempel en sjuk individ) vara en faktor som kan påverka en undersökning gjord utifrån enbart samlingsprover.

Sammanfattningsvis har denna studie visat att det fortfarande sker ett läckage av kadmium från det sanerade området vid Jungnerholmarna. Det finns en signifikant skillnad i kadmiumhalter i öringlever mellan referenslokalerna och de förmodade förorenade lokalerna.

Trots detta klassas de förhöjda halterna av kadmium i öringlever nedströms Jungnerholmarna som normala eftersom kadmiumhalterna i öringlever från Öringkvillen har sjunkit sedan år 2001. Detsamma gäller halterna av nickel och bly som också har sjunkit vid Öringkvillen. Zink- och kopparhalter i öringlever visar inga indikationer på att det sker något specifikt läckage av dessa två metaller från Jungnerholmarna.

7. Tack

Tack till Per Larsson vid Högskolan i Kalmar för sitt handledarskap genom hela mitt arbete. Tack till Peter Johansson och Thomas Nydén från Emåförbundet som hjälpte till att starta upp detta arbete samt styrde över finansiella medel till analyskostnader. Tack till Torbjörn Håkansson, samverkanskoordinator på Högskolan i Kalmar, som hjälpte till med transporter till och från Emån. Tack till Anders Svensson på Länsstyrelsen i Kalmar för hjälp med underlag till arbetet. Tack Roland Engqvist vid Högskolan i Kalmar som gett en hjälpende hand med statistiken. Stort tack till Stefan Kläppe som hjälpt till med elfisket.

Tack Emma för ditt stöd och tack syster för många bra kommentarer!

8. Referenser

Andersson, Lars, och Stefan Gabring. *Födoberoende kadmiumupptag i fisk*. Zoofysiologiska institutionen, Uppsala Universitet, 1988.

Arnemo, Rolf. *Besättningstäthet och tillväxt för ensamrig lax och havsöring 1989*. Högskolan i Kalmar - Institutionen för Naturvetenskap, 1989.

Arnemo, Rolf. *Järnsjöprojektet - Undersökning av beståndstäthet och tillväxt för ensamrig lax, havsöring och stationär öring i Emån*. Högskolan i Kalmar - Institutionen för Naturvetenskap, 1992.

Arnemo, Rolf. *Järnsjöprojektet - Undersökning av beståndstäthet och tillväxt för ensamrig lax, havsöring och stationär öring i Emån*. Högskolan i Kalmar - Institutionen för Naturvetenskap, 1994.

Arnemo, Rolf, Georg Christiernsson, och Sven Hultman. *Utredning om fiskevårdsplan för lax och havsöring i Emån från Högsby till mynningen*. Högskolan i Kalmar - Institutionen för naturvetenskap, 1987.

Béchar, K.M., P.L. Gillis, och C.M. Wood. "Trophic transfer of Cd from larval chironomids (*Chironomus riparius*) exposed via sediment or waterborne routes, to zebrafish (*Danio rerio*): Tissue-specific and subcellular comparisons." *Aquatic Toxicology*, Vol. 90, 2008: 310-321.

Bengtsson, B-E., C. H. Carlin, Å. Larsson, och O. Svanberg. "Vertebral Damage in Minnows, *Phoxinus phoxinus* L., Exposed to Cadmium." *Ambio*, Vol. 4, No. 4, 1975: 166-168.

Bydén, Stefan, Anne-Marie Larsson, och Mikael Olsson. *Mäta vatten*. Göteborg: Institutionen för miljövetenskap och kulturvård, Göteborgs Universitet, 2003.

Dallinger, Reinhard, och Hannes Kautzky. "The Importance of Contaminated Food for the Uptake of Heavy Metals by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*): A Field Study." *Oecologia*, Vol. 67, 1985: 82-89.

Eroglu, K., G. Atli, och M. Canli. "Effects of Metal (Cd, Cu, Zn) Interactions on the Profiles of Metallothionein-Like Proteins in the Nile Fish *Oreochromis niloticus*." *Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 75, 2005: 390-399.

Fiskeriverket. *Havsöringens ekologi*. ISSN 1404-8590, Örebro: Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 2001.

Fiskeriverket. *Kontroll av lax- och öringreproduktionen i Emån*. Jönköping: Utredningskontoret, 1999.

Fiskeriverkets Elfiskedatabas. <http://www.fiskeriverket.se>.

Halldén, Anton, Peter Johansson, och Thomas Nydén. *Fiskevårdsplan Emån 2000*. Länsstyrelsen Jönköpings län, 2000.

Hogstrand, C., och C. Haux. "Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to Metallothionein." *Comparative Biochemistry and Physiology*, Vol. 100C, No. 1/2, 1991: 137-141.

ITM. *ITM Rapport 27: Metallförorening och återhämtning i Emåns nedre lopp 1971-1993*. Institutet för tillämpad miljöforskning, 1993.

Jansson, Thorsten. *Jungnerholmarna - En industriepok vid Emån*. Mönsterås Kommun, 1999.

Klemetsen, A., o.a. "Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories." *Ecology of Freshwater Fish*, Vol. 12, 2003: 1-59.

Kovarova, Jana, Rene Kizek, Adam Vojtech, Danko Harustiakova, Olga Celechovska, och Zdenka Svobodova. "Effect of Cadmium Chloride on Metallothionein Levels in Carp." *Sensors*, Vol. 9, 2009: 4789-4803.

Linde, A. R., S. Sánchez-Galán, J. I. Izquierdo, P. Arribas, E. Marañón, och E. García-Vázquez. "Brown Trout as Biomonitor of Heavy Metal Pollution: Effect of Age on the Reliability of the Assessment." *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 40, 1998: 120-125.

Lithner, Göran, och Karin Holm. *Metaller i biota i Emån 2000-2003, samt 1991 och 1993*. Rapport till Jungnerprojektet, Stockholm: ITM, 2004.

Mönsterås Kommun. "Efterbehandling av Jungnerholmarnas industriområde - Slutrapport och erfarenhetsåterföring." 2004.

Naturvårdsverket. *Kadmium i miljön*. Naturvårdsverket rapport 3317, Solna: Naturvårdsverket, 1987.

Naturvårdsverket. *Metallerna och miljön*. Naturvårdsverket rapport 4135, Solna: Naturvårdsverket, 1993.

Ng, Tania Y.-T., och Chris M. Wood. "Trophic transfer and dietary toxicity of Cd from the oligochaete to the rainbow trout." *Aquatic toxicology*, Vol. 87, 2008: 47-59.

Olsvik, Pål A., Pål Gundersen, Rolf A. Andersen, och Karl E Zachariassen. "Metal accumulation and metallothionein in brown trout, *Salmo trutta*, from two Norwegian rivers

differently contaminated with Cd, Cu and Zn." *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, Vol. 128, 2001: 189-201.

Olsvik, Pål A., Pål Gundersen, Rolf A. Andersen, och Karl E. Zachariassen. "Metal accumulation and metallothionein in two populations of brown trout, *Salmo trutta*, exposed to different natural water environments during a run-off episode." *Aquatic Toxicology*, Vol. 50, 2000: 301-316.

Roberts, Karen S., Anthony Cryer, John Kay, John F. De L. G. Solbe, James R. Wharfe, och William R. Simpson. "The effects of exposure to sub-lethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow and brown trout (*Salmo gairdneri*, Richardsson and *Salmo trutta fario* L.)." *Comparative Biochemistry and Physiology*, Vol. 62, 1979: 135-140.

SAKAB. *För en giftfri miljö*. Kumla: SAKAB, 2003.

Shaheen, Sabry Mohamed. "Sorption and lability of cadmium and lead in different soils from Egypt and Greece." *Geoderma*, Vol. 153, 2009: 61-68.

Sorensen, Elsa M. B. *Metal poisoning in fish*. Boca Raton, Florida: CRC Press incorporated, 1991.

Vega, F.A., E.F. Covelo, och M.L. Andrade. "A versatile parameter for comparing the capacities of soils for sorption an retention of heavy metals dumped individually or together: Results for cadmium, copper and lead in twenty soil horizons." *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 327, 2008: 275-286.

Västerviks kommun. *Mobilisering och immobilisering av bly och kadmium i sjösediment*. Västerviks kommun, 2005.

Xiaobing, Cheng, Judith V. Wright, James L. Conca, och Loni M. Peurrung. "Effects of pH on Heavy Metal Sorption on Mineral Apatite." *Environmental Science & Technology*, Vol. 31, No. 3, 1997: 624-631.

Bilaga 1. Lokalbeskrivningar

Observera att lokalerna är beskrivna i ordning från den belägen högst upp, till den närmast mynningen.

Högsby

Koordinater: 633807 - 151266

Beskrivning: Fisket utfördes i den gamla fåran, som nära på torrlagts vid driften av Högsby kraftverk, uppströms gångbron som löper över vattendraget. Här finns goda förutsättningar till att öring ska trivas med en stenrik botten och strömmande vatten.

Lokalens areal: 188 m²

Längd: 21 m



Figur 8. Högsby sedd från uppifrån gångbron.

Finsjö Nedre

Koordinater: 633585 - 152655

Beskrivning: Även denna lokal är belägen i den gamla fåran, nedströms Finsjö nedre kraftverk. En gammal kvarnränna skapar en god biotop för öringyngel. Botten domineras av block. Fisket koncentrerades till kanterna av lokalen samt till kvarnrännan.

Lokalens areal: 85 m²

Lokalens längd: 14 m



Figur 9. Finsjö Nedre sedd från den östra stranden.

Mejerikvillen

Koordinater: 633381 - 152771

Beskrivning: Sidofåran Mejerikvillen tar en avstickare förbi Jungnerholmarna och är därmed inte lika påverkad av dessa. Lokalen är belägen strax uppströms fundamenten till den gamla järnvägsbron. Huvuddelen av flödet går förbi lokalen i ett djupare och mer strömmande parti. Botten på lokalen domineras av sten och block.

Lokalens areal: 110 m²

Lokalens längd: 20 m



Figur 10. Mejerikvillen sedd från fundamentet till den gamla järnvägsbron.

Öringkvillen

Koordinater: 633391 - 152745

Beskrivning: Lokalen är belägen mellan små holmar, nedströms Jungnerholmarnas kraftverk, och nås från bron vid Bagarestugan. Botten domineras av sten och block och är överskuggad i hög grad av omgivande träd.

Lokalens areal: 157 m²

Lokalens längd: 21 m



Figur 11. Öringkvillen sedd från den större holmen.

Vällingströmmen

Koordinater: 633356 - 153150

Beskrivning: Lokalen är belägen vid östra stranden i Vällingströmmen, i en liten sidofåra mellan en ö och stranden. Vattnet är grunt och strömt med mycket block och sten, vilket skapar ett utmärkt habitat för öring.

Lokalens areal: 159 m²

Lokalens längd: 26 m



Figur 12. Vällingströmmen, sidofåran mellan ön och den östra stranden.

Bilaga 2. Mätdata. Enheter: metaller - µg/g TS, vikt - g, längd - mm

Namn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Våtvikt	Längd	Vikt lever TS	Fiskedatum
H1	0.170	50	1.60	0.72	340	1.50	50	0.0023	2009-06-02
H2	0.120	36	2.60	0.73	240	1.60	53	0.0026	2009-06-02
H3	0.098	110	0.63	0.33	120	1.70	53	0.0046	2009-06-02
H4	0.064	16	2.10	3.10	710	0.88	42	0.0016	2009-06-02
H5	0.076	68	0.14	0.26	110	1.10	46	0.0034	2009-06-02
H6	0.095	27	1.10	0.33	120	1.30	46	0.0041	2009-06-02
H7	0.240	64	0.68	1.30	150	0.86	42	0.0018	2009-06-02
F1	0.084	60	2.00	0.18	110	1.40	48	0.0031	2009-06-01
F2	0.050	24	1.50	0.27	94	1.50	49	0.0042	2009-06-01
F3	0.110	48	2.50	0.20	120	1.20	45	0.0031	2009-06-01
F4	0.180	84	2.00	0.50	220	0.95	44	0.0021	2009-06-01
F5	0.200	44	0.60	0.21	150	1.20	47	0.0041	2009-06-01
F6	0.055	16	0.73	0.46	150	0.95	43	0.0031	2009-06-01
M1	0.100	13	1.30	0.30	83	1.40	48	0.0030	2009-06-02
M2	0.110	18	0.54	0.50	170	1.40	49	0.0031	2009-06-02
M3	0.150	18	0.22	0.28	140	1.30	48	0.0044	2009-06-02
M4	0.300	36	1.80	0.63	230	1.40	48	0.0021	2009-06-02
M5	0.120	58	0.88	0.36	200	1.60	51	0.0038	2009-06-02
M6	0.260	15	8.10	0.81	260	0.85	43	0.0016	2009-06-02
Ö1	0.470	12	0.38	0.48	260	1.10	46	0.0019	2009-06-02
Ö2	0.350	44	0.00	0.30	100	0.65	39	0.0019	2009-06-02
Ö3	0.600	87	0.00	0.16	150	0.87	42	0.0027	2009-06-02
Ö4	0.240	35	0.00	0.16	110	0.95	43	0.0025	2009-06-02
Ö5	0.290	75	0.13	0.15	110	1.20	46	0.0033	2009-06-02
Ö6	0.250	45	0.54	0.07	120	1.50	50	0.0035	2009-06-02
Ö7	0.240	17	0.00	0.10	100	0.97	42	0.0016	2009-06-02
Ö8	0.330	86	0.13	0.14	120	1.10	44	0.0030	2009-06-02
V1	0.350	50	0.67	0.06	160	2.10	55	0.0041	2009-06-10
V2	0.240	110	0.00	0.01	120	2.40	58	0.0059	2009-06-10
V3	0.420	48	2.70	0.04	130	1.60	51	0.0028	2009-06-10
V4	0.320	53	0.17	0.33	150	1.80	55	0.0055	2009-06-10
V5	0.360	35	0.00	0.10	120	1.70	53	0.0035	2009-06-10
V6	0.300	64	0.00	0.08	110	2.40	57	0.0073	2009-06-10