



Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012

Marina Magnusson, Ingemar Cato, Annelie Hiltvarsson,
& Jonatan Hammar

Undersökning av Välens miljökemiska & biologiska status 2012

Framtagen av
Marine Monitoring AB
Lysekil, Sverige

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)
SGU Dnr: 08-1761/2011
Uppsala, Sverige

Projektledare
Marina Magnusson

Projektgrupp
Marina Magnusson
Ingemar Cato
Åke granmo

Granskad av
Docent Åke Granmo
Prof. Rutger Rosenberg

Datum
Januari 2014

Beställare & uppdragsgivare
Kretsloppskontoret
404 24 Göteborg

ISBN 978-91-86461-40-9

© Marine Monitoring AB, Lysekil och Sveriges geologiska undersökning (SGU), Uppsala

Referens: Magnusson, M., Cato, I., Hilvarsson, A. & Hammar, J., 2014, Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012. Marine Monitoring AB, Rapport 2014, 26 sid. Lysekil.

Framsida: Välenviken Foto: M. Magnusson.
Faktabox sid 9 Foto: Ingemar Cato
Övriga bilder i rapporten: Marine Monitoring AB

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning	5
2. Inledning	6
3. Bakgrund	6
4. Tidigare studier	7
5. Områdesbeskrivning	7
6. Undersökning	7
7. Metodik	10
7.1 Provtagning av ytsediment	10
7.2 Provtagning av bottenfauna	10
7.3 Provtagning och analys av musselvävnad	11
7.4 Analys av lysosomal stabilitet	11
7.5 Provtagning och analys av fiskvävnad	12
7.6 Kemisk analys	12
7.6.1 Sediment	13
7.6.2 Vävnad från blåmussla och fisk	13
7.7 Statistisk analys	14
8. Resultat	15
8.1 Miljökemiska undersökningar i sediment	15
8.1.1 TOC, TC, TN och C/N i sedimentet	15
8.1.2 Metaller i sedimentet	15
8.1.3 Polyklorerade bifenyler (PCB) i sedimentet	20
8.1.4 Klorerade pesticider i sedimentet	23
8.1.4.1 Hexaklorbensen (HCB) i sedimentet	23
8.1.4.2 Hexaklorhexan (HCH) i sedimentet	25
8.1.4.3 Klordan i sedimentet	27
8.1.4.4 DDT i sedimentet	29
8.1.5 Bromerade flamskyddsmedel i sedimentet	32
8.2 Undersökningar av bottenfaunastrukturen	35
8.2.1 Abundans	35
8.2.2 Biomassa	35
8.2.3 Arter	35
8.2.4 Samhällsstruktur	36
8.2.5 Jämförelse med liknande grundområden	36
8.3 Miljökemiska undersökningar i blåmussla	38
8.3.1 Metaller i blåmussla	39
8.3.2 Polyklorerade bifenyler (PCB) i blåmussla	42
8.3.3 Klorerade pesticider i blåmussla	45
8.3.4 Lysosomal stabilitet hos blåmussla	47
8.3.5 Allmän kondition hos blåmussla	47
8.4 Miljökemiska undersökningar i fisk	48
8.4.1 Metaller i fisk	48
8.4.2 Polyklorerade bifenyler (PCB) i fisk	51
8.4.3 Klorerade pesticider i fisk	54
9. Diskussion	56
9.1 Återspeglning i biota	58
9.2 Koppling till Värendeponin och grundvatten	58
9.3 Koppling till reningsverk samt deponi uppströms Välen och öster om stora Ån	60
9.4 Möjliga föroreningskällor	62
10. Framtida studier	64
11. Slutsatser	65
12. Citerad litteratur	67

Sammanfattning

Välen, belägen i inre delen av Askimsviken ca 15 km söder om Göteborg, är en grund havsvik (estuarium) som utgör Stora Äns mynningsområde i havet. Situationen som idag råder i Välen och dess närområde har en historisk bakgrund eftersom viken under perioden 1952 – 1974 huvudsakligen tjänade som recipient för spillvatten från det tidigare kommunala reningsverket, Näsetverket. Spillvattenutsläppen ledde med tiden till att Välen blev kraftigt förorenat och bottenfaunan utarmades. Det översta, starkt kontaminerade sedimentskiktet i den inre hälften av Välen avlägsnades genom muddring 1976-1977, dels för att återhämtningen (återkolonisationen) skulle påskyndas men också för att kraftigt minska risken för spridning av inlagrade miljögifter. Muddermassorna deponerades på landområdet intill Värens västra strandområde och iordningställdes till ett fritidsområde. Föreliggande undersökning, som utförts på uppdrag av Avfallsenheten, Kretslopp och vatten i Göteborgs kommun, utgör en studie av Värens nuvarande miljökemiska och biologiska status med anledning av att misstankar finns om att mudderdeponien läcker miljögifter.

Den nu genomförda studien utfördes under perioden oktober till november 2012 och omfattar undersökningar av metaller och organiska miljögifter i sediment, upptag i blåmussla och fisk, analys av biologiska effekter hos blåmussla (lysosomstabilitet) samt förändringar hos bottenfaunan sedan 1970-talet. Olika statistiska metoder har nyttjats vid utvärderingen och resultaten har klassats enligt svenska bedömningsgrunder där sådana finns, och i övrigt efter norska sådana samt gränsvärden satta av livsmedelsverket och EU där sådana finns att tillgå.

Undersökningar omfattade 12 stationer fördelade på fyra transekter (A-D) utlagda från inre till yttre Välen. Sediment och bottenfauna provtogs manuellt med hjälp av en Ekmanhuggare vid alla stationerna. Samtidigt hängdes burar med 35 blåmusslor i vardera ut på varje station för inhämtning en månad senare. Den biologiska tillgängligheten och förekomsten av metaller och organiska miljögifter i vattenfasen kunde härigenom undersökas genom kemiska analyser av mjukdelarna hos de utplacerade blåmusslorna och jämföras med motsvarande resultat från sedimenten. Från varje transekt analyserades lysosomalstabilitet på 10 blåmusslor. För att studera eventuell förekomst av miljögifter i fisk utfördes även ett provfiske. Fisket som pågick under två dygn skedde med hjälp av 8 ryssjor vilka fördelades längs de fyra transekterna; A, B, C, och D.

Resultaten från föreliggande studie visar på ett extremt förorenat sediment i Välen med avseende på PCB, ett starkt förorenat sediment vad avser koppar (Cu), zink (Zn), hexaklorbensen (HCB), klordan, polybromerade difenyletrar (PBDE) och i viss mån insekticiden diklordifenyltrikloretan (DDT) samt moderat förorenade vad avser kvicksilver (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), hexaklorhexan (HCH), och hexabromcyklododecan (HBCD). Tydliga kopplingar kan göras till förekomst av organiskt material (TOC) samt upptag av metaller och organiska miljögifter i både blåmussla och fisk. Mycket allvarligt är det bland annat att vissa fiskarter är så förorenade av PCB, Hg och Pb att de inte skall konsumeras. Kopplingar har kunnat konstateras mellan de halter som har påvisats i deponin och i grundvattnet i tidigare utförd riskbedömning men det finns även frågetecken. Källan till föroreningarna är inte klarlagd då naturliga omvärldsförhållanden i varierande grad påverkar hur fördelningen av miljöfarliga ämnen sker i Välen. På grund av denna komplexitet kan inget entydigt svar ges om huruvida ett läckage av miljögifter sker enbart från deponin till Välen. Tidigare studier av sediment i bland annat Stora Än tyder på att bland annat en deponi belägen ca 700 meter uppströms Välen och öster om Stora Än kan vara en betydande källa till föroreningsskivan i Välen. För att utesluta eller bekräfta en påverkan från deponin eller annan källa bör ytterligare utredningar genomföras.



2. Inledning

Marine Monitoring AB har tillsammans med Sveriges geologiska undersökning (SGU) fått i uppdrag av Avfallsenheten, Kretslopp och vatten i Göteborgs kommun att undersöka den nuvarande miljökemiska och biologiska statusen i Välen-viken. Syftet med denna studie är att undersöka om de höga halter av PCB och flertalet metaller däribland metylkvicksilver, som har påvisats i närområdet till Vålendeponin, har påverkat miljön i Välen-viken. Enligt den riskbedömning som Göteborgs kommun låtit göra för området så antas det pågå ett omfattande men diffust läckage av lakvatten från deponin till omgivande mark. Mycket höga till extremt höga halter av metylkvicksilver har påvisats i yt-, grund- och lakvatten från deponin och en bedömning har gjorts att det sannolikt sker en fortlöpande uttransport till Välen-viken.

Ett naturreservat har bildats vid Välen 2013 och föreliggande studie är en del av att utreda föroreningsituationen inom området. Målet med denna studie är att få en uppfattning om vilken effekt ett eventuellt läckage från Vålendeponin har på den närliggande marina miljön genom att undersöka ett flertal kemiska parametrar i sedimentet, upptag i blåmussla och fisk, samt analys av biologiska effekter (lysosomstabilitet) hos blåmussla. Därutöver har även bottenfaunasamhället i viken analyserats för att kunna påvisa eventuella förändringar vid jämförelse med studier utförda på 1970-talet.

3. Bakgrund

Välen är en grund havsvik som utgör Stora Äns mynningsområde i havet och är ett sk estuarium. Situationen som idag råder i Välen och dess närområde har en historisk bakgrund eftersom viken under perioden 1952 – 1974 huvudsakligen tjänade som recipient för spillvatten från det tidigare kommunala reningsverket, Näsetverket, beläget ca 700 m uppströms i Stora Än och sydväst om Järnbrottsmotet. Spillvattenutsläppen ledde med tiden till att Välen blev kraftigt förorenat och bottenfaunan utarmades. Omkringboende klagade på stark ”äcklig” odör (kloaklukt, metangas, sva-velväte) från Välen, främst vid lågvatten, samt på tilltagande igenväxning i huvudsakligen den inre

delen av viken. Eftersom Näsetverket hade en föråldrad reningsteknik där kemiska reningssteg saknades, kom avloppsvattnet 1974 att överföras till Ryaverken på Hisingen.

Ett år före respektive ett år efter överföring till Ryaverket studerades sedimentens fysiska och kemiska status samt tillståndet hos den bottenlevande makro- och meio-faunan (Cato *et al.* 1975a, 1975b). Resultaten från 1973 visade att stora mängder organiskt material (slamprodukter), näringsämnen (kväve och fosfor) samt tungmetaller förts ut med reningsverkets spillvatten till Välen. Till följd av de sedimentologiska och hydrografiska förhållandena som återfinns i en estuarin miljö hade stora mängder av nämnda ämnen lagrats in i sedimenten främst i de inre delarna av Välen. Utsläppen av stora mängder slamprodukter under reningsverkets driftperiod hade successivt skapat kraftigt reducerade, svarta sulfidhaltiga (illaluktande) sediment med så dåliga livsbetingelser att bottenfauna (meio- och makrofauna) saknades i vissa områden och i andra var kraftigt utarmad.

Mot bakgrund av de rådande estuarina cirkulations- och ackumulationsförhållandena visade beräkningar att ett återskapande med en inbäddning på naturlig väg med ett ”rent” täckande ytligt sedimentskikt, som var så tjockt att det kunde förhindra direkt kontakt mellan huvudparten av de sedimentlevande djuren och det starkt förorenade skiktet under, skulle ta minst 20-30 år. Med denna tidsrymd på två till tre decennier var det således uppenbart att återkoloniseringen av faunan till följd av en bättre bottenvattenkvalitet efter Näsetverkets stängning skulle kunna leda till att toxiska metaller och andra miljögifter i sedimentet kom i omlopp och på nytt spridas vidare i ekosystemet (Cato *et al.* 1976). På basis av resultaten från dessa undersökningar rekommenderades att det översta, starkt kontaminerade sedimentskiktet i den inre hälften av Välen borde avlägsnas genom muddring, dels för att återhämtningen (återkoloniseringen) skulle påskyndas men också för att kraftigt minska risken för spridning av inlagrade miljögifter.

Muddring av de översta 30-50 cm av sedimenten i det inre området av Välen genomfördes 1976-1977 (Cato 1977, Cato *et al.* 1978) och de förorenade massorna deponerades på land (mer information om muddringen finns i faktabox på sid 9). Två år efter avslutad muddring hade bot-

tenfaunan till stor del återkoloniserat yttre Välen medan återhämtningen i de inre delarna gick trögt (Cato *et al.* 1980, 1981). En trolig orsak till det senare antogs vara att bottenförhållandena efter muddringen inte stabiliserats till den grad som fordras för de mera renvattenkrävande arterna. De problem som ses i Välen idag kan vara en effekt av ett diffust läckage från de på land deponerade förorenade muddermassorna och denna studie är ett led i att undersöka om dessa på nytt har påverkat Välenviken och dess biologiska liv.

4. Tidigare studier

Undersökningar av metaller och närsalter i Stora Åns och Välen's bottensediment genomfördes 1973, dvs ett år före Nässets reningsverk stängdes, samt ett år efter stängningen (1975). Den senare undersökningen ledde fram till beslut om muddring av Välen 1976. Uppföljande recipientkontroller av såväl Stora Ån som Välen genomfördes 1977 och 1982 (Cato *et al.* 1975, 1976, 1977, 1980, 1981, Cato *et al.* 1983 (Opubl.)). Inför en planerad breddning och fördjupning av Stora Ån genomfördes dessutom 1991-1993 (VBB VIAK 1993), 1994 (Börjesson 1994) samt 1999 (Sundén 1999) undersökningar av å-sedimentens miljöstatus med avseende på innehåll av metaller och PCB. De två senare omfattade också delar av Välen.

5. Områdesbeskrivning

Välen utgör Stora Åns estuarie (mynningsområde) som når ut i Askimsvikens innersta del och området omfattas av Stora Åns fredningsområde för fiske vilket innebär att fiske med handredskap är förbjudet mellan 1 oktober till 31 mars. Välen är ca 1 km lång, ca 200 m bred och med en area på ca 160 000 m² och har en vattenvolym på ca 64 000 m³. Vattendjupet varierar mellan 0,3 m -0,4 m i den innersta och mellersta delen till ca 1 m vid mynningen till Askimsviken (Cato 1977). Stora Åns medelvattenföring är ca 0,3 m³/s (Cederwall och Svensson 1975). Ån dränerar Fäsebergsdalen, söder om Göteborg och flyter ut från en bifurkation vid Åby, ca 15 km nordöst om Välen.

6. Undersökning

Studien utfördes av Marine Monitoring AB under perioden oktober till november 2012 i samarbete med prof. Ingemar Cato (SGU/Göteborgs Universitet).

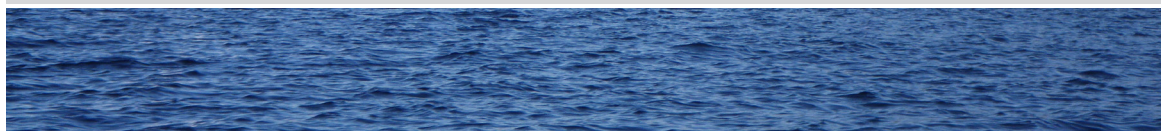
Fyra transekter (A-D) med tre stationer på varje fördelades i Välenviken (Figur 1). För att möjliggöra jämförelser bakåt i tiden utgick placeringen av stationerna ifrån de undersökningar som utfördes mellan åren 1973-1978 (Cato *et al.* 1981).

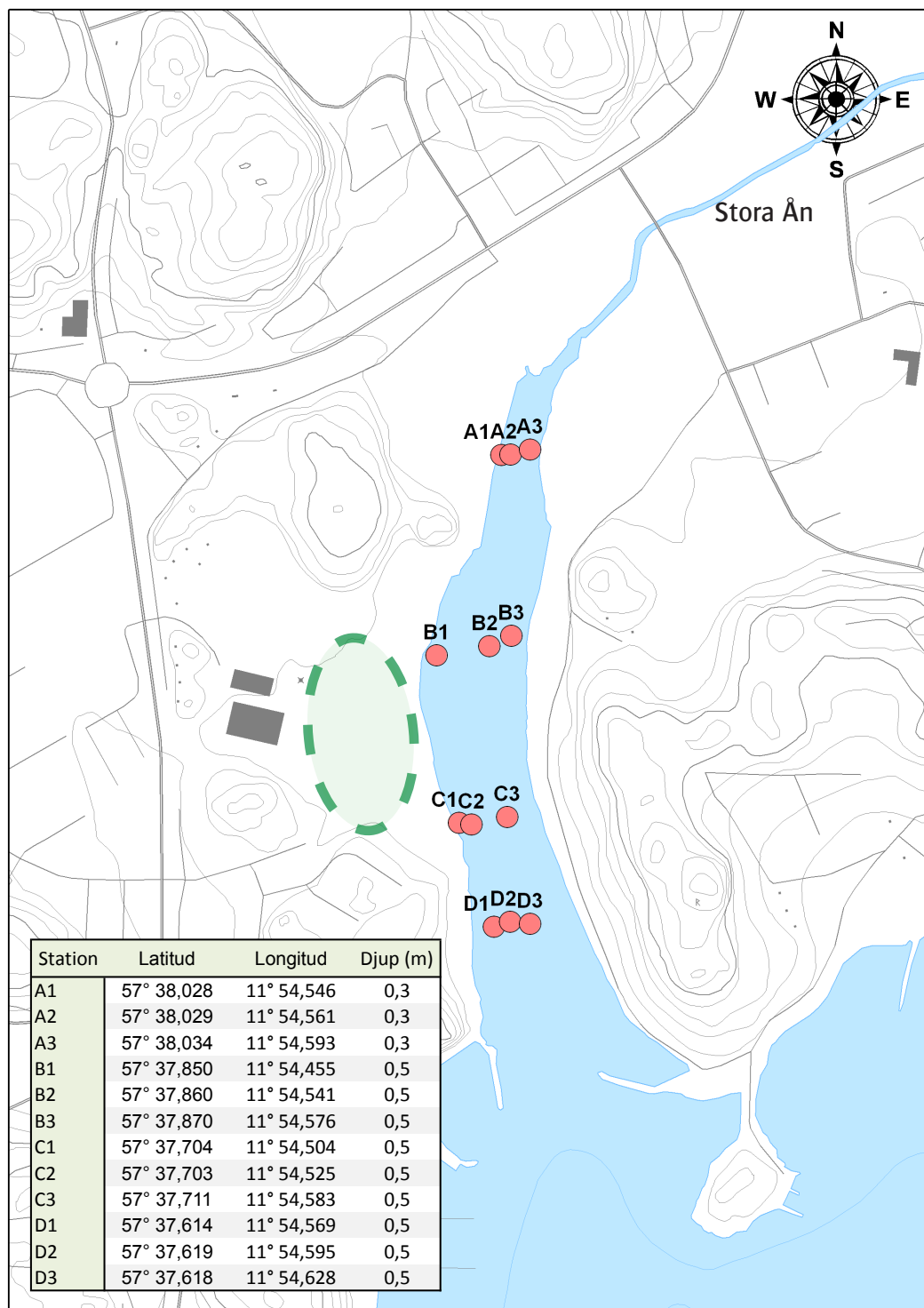
De nu gjorda undersökningarna utfördes under

Blåmussla som provtagningsorganism

Blåmusslor, *Mytilus edulis*, har en stor förmåga att filtrera stora mängder havsvatten (en individ kan omsätta ca 4-6 l/timme). Lösta och partikelbundna miljögifter kan då koncentreras upp i djurets vävnader som därefter analyseras kemiskt. Eftersom blåmusslans avgiftningssystem är relativt svagt utvecklat för många miljögifter ackumuleras dessa i djurens vävnader och till skillnad från många andra organismer kan musslor placeras ut utan behov av extra födotillförsel.

Musslor används över hela världen inom olika övervakningsprogram ex. "mussel watch"-programmen i USA m.fl. länder som startade redan på 1970-talet (Goldberg, 1975). Inom Bohuskustens kontrollprogram, som startade 1990, analyseras blåmusslor på en rad stationer längs Bohuskusten. Samma typ av försöksriggar med blåmusslor som har använts i denna studie har använts med goda erfarenheter inom ett flertal projekt exempelvis vid muddringsprojektet "Säkrare farleder" som genomfördes i infartslederna till Göteborgs hamn 2002 – 2004 (Granmo 2004; Bellas *et al.*, 2007) och i ett omfattande kontrollprogram i samband med Nord Stream A/S stora gasledningsprojektet i Östersjön (Magnusson *et al.*, 2011).

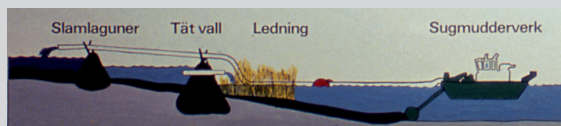




Figur 1. Provtagningspunkter för sediment och bottenfauna samt platser för utsatta burar med blåmusslor 2012. Grön markering visar på ungefärlig position för Värendeposin.

Muddringen och mudderdeponeringen på 70-talet

Muddringsarbetena utfördes på 70-talet genom sugmuddring av de förorenade sedimentskikten (Fig A) med siltskärm (Fig B) för att förhindra slamspridning till Askimsviken. Tre avvattningsbassänger med tätande vallar var anlagda i sluttningen på Välen västra landsida söder om Torstensås. Sedimentmassorna pumpades via en rörledning upp till den översta av de tre bassängerna för sedimentation (Fig C). Slamvattnet därifrån dränerades ned till de två nedanföriggande bassängerna för ytterligare sedimentation av återstående slampartiklar (Fig D). Arbetena utfördes i två etapper, dels under perioden mars t.o.m. april 1976 dels under perioden november 1976 till maj 1977. Efter avslutad muddring fick slammet stå och självdränera på vatten under lång tid (Fig E) varvid slammet successivt kom att torka upp och bilda en sprucken torrskorpa (Fig F). Efter närmare två år hade slammet i bassängerna stabiliserats varvid dessa täcktes med massor och marken återställdes för fritidsverksamhet.



Illustrationer kommer från informationskylten som sattes upp i samband med muddringen 1976.



Foto Ingemar Cato

tre fältdagar från en flatbottnad båt med en liten utombordare. Sediment och bottenfauna provtogs manuellt med hjälp av en Ekmanhuggare den 23 oktober vid alla stationerna. I samband med detta hängdes även burar med 35 blåmusslor i varje ut på varje station för inhämtning en månad senare. Den biologiska tillgängligheten och förekomsten av metaller och organiska miljögifter i vattenfasen kunde härigenom undersökas genom kemiska analyser av mjukdelarna hos de utplacerade blåmusslorna. Innan musselvävnaden skickades på analys, analyserades även 10 blåmusslor från varje transekt på lysosomal stabilitet, en biologisk effektparameter som används i många länder för att studera föroreningspåverkan (mer information om lysosomal stabilitet finns i faktabox på sid 12).

I samband med upptaget av musselburarna den 21 november påbörjades även provfisket i viken med två ryssjor per transekt. Fiskeredskapen låg i under två dygn innan de togs upp. Antal och arter noterades och merparten av fisken togs med för senare preparering och vävnadsanalys i laboratoriet.

I samband med provtagningen observerades levande blåmusslor på botten vid stationerna C2 och D2. Dessa musslor samlades in för kemisk analys av metylkvicksilver eftersom de representerade den befintliga populationen och därmed en längre periods upptag av miljögifter jämfört med de utsatta blåmusslorna.

7. Metodik

I föreliggande studie analyserades bottenfauna, ytsediment, mjukdelar hos fisk och blåmusslor. Dessutom utfördes lysosomstabilitet hos uthängda blåmusslor. Använda metoder beskrivs kortfattat nedan.

7.1 Provtagning av ytsediment

Provtagningen skedde enligt tillämpade delar i Naturvårdsverkets undersökningstyp för sediment (Leonardsson, 2005). Ett prov på ytsediment med ovanförliggande bottenvatten togs från varje lokal med målsättningen att hitta bottenområden med pågående sedimentackumulation av finsediment ($<63 \mu\text{m}$) och med en liknande sedimentammansättning för alla lokaler. Provtagningen

av sediment utfördes manuellt från liten båt med hjälp av en Ekmanhämtdare (Ekman 1911)(Figur 2). Vid nedsänkningen av hämtaren så anpassades den så att ca 5 cm bottenvatten stod över sedimentytan i provtagaren. Härigenom garanterades en ostörd yta. Väl uppe på båtdäck öppnades luckorna i överkant för kontroll av att ytsedimentet var orört och lämpligt för kemisk analys. Därefter skrapades det översta ytskiktet (ca 0-2 cm) av och överfördes till plastburkar för senare analys av metaller och till syratvättade glasburkar för analys av organiska miljögifter. Proverna förvarades frysta (-18°C) innan transport till ALS Scandinavia AB respektive Svenska miljöinstitutet IVL för kemisk analys.

7.2 Provtagning av bottenfauna

Kvantitativ provtagning av bottenfauna utfördes manuellt från liten båt med hjälp av en Ekmanhämtdare som med ett standardiserat mått hämtar upp en $0,025 \text{ m}^2$ stor del av bottenytan med dess organismer (Figur 2). På varje station togs ett hugg vars innehåll av organismer bestämdes till art, vikt (biomassa) och antal (abundans). Varje prov behandlades separat och sällades genom ett 1 mm såll. Därefter fixerades proverna i etanol



Figur 2. Provtagning av bottenfauna och sediment med en Ekmanhämtdare.

och fördes till laboratorium för taxonomisk bestämning, räkning av individer samt bestämning av biomassa. Bottenhugg ger således flera olika kvantitativa mått på bottenfaunans tillstånd och artsammansättning och innebär därmed ett kvantitativt mått på både funktionell och artmässig biodiversitet samt potentiell födoresurs.

All provtagning och analys av bottenfauna utfördes utifrån Naturvårdsverkets metodbeskrivningar: Mjukbottenlevande makrofauna, kartering (Naturvårdsverket 2006); Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö (Leonardsson 2004).

7.3 Provtagning och analys av musselvävnad

Vid varje station placerades en specialanpassad kräftbur med 35 individer av blåmussla (Figur 3). Buren förankrades på varje lokal med en stentyngd och markerades på ytan med en boj. Efter exponering under 3-4 veckor hämtades utrustningen in. Under transporten förvarades musslorna inlindade i våta handdukar i kylbagar. Vid ankomsten till laboratoriet placerades de sedan under ett dygn svalt i akvarier försedda med luftpumpar. För att i möjligaste mån efterlikna de lokala förhållandena medtogs havsvatten med hjälp av vattenhämtare från respektive station och djup. Detta förfarande gjordes för att djuren inför den kemiska analysen skulle tömma tarmen men syftade även till att avstressa musslorna från den yttre påverkan som flytten kan ha gett upphov till. Musslorna analyserades först med avseende på lysosomal stabilitet, därefter öppnades de och ställdes upp och ner för avrinning. Vävnaden

skars ut från alla individer med hjälp av en skalpell och fördes över till syratvättade glasburkar för förvaring i frys tills kemisk analys med avseende på metaller, PCB, pesticider, fetthalt och torrsubstans kunde ske. Som kontroll till vävnadsanalysen på uthängda musslor gjordes även vävnadsanalys på musslor som inte hängdes ut i Välen. Dessa representera de halter som eventuellt fanns i musslorna innan exponeringen i Välen och kommer händanefters att refereras till som referensmusslor. Vid utplacering samt hämtning av musslor hittades även vilda musslor vid två stationer. Dessa sändes på analys med avseende på metylkvicksilver och kommer att refereras till som "Vilda" blåmusslor.

7.4 Analys av lysosomal stabilitet

Analysen utfördes enligt internationellt accepterad metodik (ICES, 2010; BEQUALM). Från varje transekt användes 10 blåmusselindivider, vilka öppnades försiktigt med kniv och tömdes på eventuellt vatten. Därefter extraherades 0,1 ml blod ur musslans bakre slutarmuskel med hjälp av en injektionsspruta innehållande 0,1 ml filtrerat havsvatten (Figur 3). Av denna lösning pipetterades 40 µl vardera på två objektglas (ett för kontroll och ett för avläsning) varefter de båda placerades i separata ljustäta fuktkammare. Då blodceller fastnat på objektglaset avlägsnades överflödigt vätska och 40 µl av en lösning innehållande neutralrött utspädd med DMSO (Dimetylsulfoxid) tillsattes. Därefter förvarades provet mörkt och svalt i 15 minuter innan analys i mikroskop med 40 gångers förstoring. För varje analys scannades proverna på lysosomala avvikelser eller läckage. Då fler än



Figur 3. Visar en av de 12 musselburar som användes i studien samt extrahering av blod ur den bakre slutarmuskeln (mittbild) i samband med analys av lysosomal stabilitet hos blåmussla. Den högra bilden är endast ett förtydligande av var blodprovet tas.

Lysosomal membranstabilitet - LMS

Lysosomer är subcellulära organeller i eukaryota celler vilka är involverade i en rad olika cellulära aktiviteter såsom matsmältning, reproduktion, membranreparation, immunförsvar etc. De har en unik förmåga att ackumulera en mängd toxiska ämnen, däribland PCB:s, PAH:s och metaller vilka är skadliga för cellerna (Moore *et al* 2004). Koncentrationen av toxiska ämnen i cellerna resulterar i att lysosomernas membran försvagas och cellens innehåll inklusive de toxiska ämnena läcker ut i cytosolen. Detta leder till en nedsättning i cellens funktion och/eller cellens död. Studier av lysosomers stabilitet används som biomarkör/indikator för stress orsakat av föroreningar hos en mängd olika marina djur (Moore *et al.* 2006, Lowe *et al.* 1995). Förändringar i cellernas kapacitet att ta upp ett tillsatt färgämne (neutralrött) kan användas som en indikator på cellskador eftersom de friska/opåverkade cellerna kan ta upp och behålla större mängder infärgning under längre tid än celler påverkade av föroreningar. Tekniken att färga in celler och analysera hur länge de kan hålla färgen innan läckage av lysosomernas membran uppstår är en enkel och icke-destruktiv metod där musslorna även kan återföras till sin naturliga miljö efter försiktig insamling, transport och provtagning av hemolymfa.

50 % av cellerna i ett prov uppvisade någon form av avvikelse avslutades analysen och föregående tid noterades som den specifika musslans retentionstid (RT), det vill säga den sista tiden då över 50 % av lysosomerna ej visade någon avvikelse. För att säkerställa att resultatet inte påverkats av för lång exponering i ljus eller annan felhantering analyserades sedan kontrollen som legat avskild i fuktkammare separerad från de övriga.

7.5 Provtagning och analys av fiskvävnad

För att studera eventuell förekomst av miljögifter i fisk utfördes även ett provfiske. Fisket som pågick under två dygn skedde med hjälp av 8 ryssjor vilka fördelades längs de fyra transekterna; A, B, C, och D. All fångst noterades och de arter som ansågs vara matfisk och stationära i området transporterades till laboratorium för utpreparering av muskelvävnad innan de skickades på analys av metaller, PCBer och klorerade pesticider (tabell 1). Fångsten vid respektive transekt var dessvärre för liten för att ge ett fullgott statistiskt underlag för att analysera vävnaden utifrån de enskilda transekterna. Vävnadsanalyserna skedde istället utifrån hypotesen att påverkan på fisken i Välen var likartad i hela viken. Till följd av detta fanns det tillräckligt material för att tre replikat kunde analyseras för varje art och analyserat ämne.

7.6 Kemisk analys

Alla laboratorier som har anlitats i denna undersökning är ackrediterade för utförda analyser. Svenska miljöinstitutet (IVL) ansvarade för analys av PCB, HCB, HCH, DDT, klordaner samt flamskyddsmedel (PBDE; HBCD) i sedimenten, SMHI ansvarade för analys av totalkol, organiskt kol och total-kväve och laboratoriet ALS Scandinavia AB (tillhörande ALS Laboratory Group) ansvarade för analys av metaller samt torrsubstans i sedimenten. ALS utförde dessutom alla vävnads-

Tabell 1. Visar vilka analyser som har gjorts i fisk och av vilka arter (n=3).

Metaller*	Polyklorerade bifenyl**	Klorerade pesticider**
Skrubba	Skrubba	Skrubba
Vittling	Vittling	Vittling
Äl	Äl	Äl
Torsk		
Tånglake		
Rötsimpa		

* I samband med dessa analyser gjordes även bestämning av torrsubstans

** I samband med dessa analyser gjordes även bestämning av fetthalt



analyser samt fetthalt och torrviktsbestämning av biota, dvs blåmussla och fisk. Analyserade ämnen för respektive matris framgår av Tabell 2. Nedan beskrivs kortfattat vilka analysmetoder som har använts för respektive matris och analys.

7.6.1 Sediment

Torrsubstansen (TS) bestämdes genom torkning av tidigare av SGU frystorkade och inlämnade prover. Den extra frystorkningen har utförts i enlighet med standard (SS 028113) vilket krävs för att få absolut torra prover vid invägning för analys. Bestämningarna utfördes av ALS Scandinavia i Luleå.

Vattenhalten i sedimentet bestämdes genom vägning före och efter frystorkning. Vattenhalten beräknades från differensen mellan invägd mängd vått sediment och erhållen torrsubstans och uttrycks i procent av det naturfuktiga provets vikt. Bestämningarna utfördes av SGU. Det frystorkade provet levererades till ALS. Metaller analyserades efter upplösning av vått prov i mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med 7M HNO₃. Slutbestämning skedde med en plasmamasspektrometer (Inductively Coupled Plasma Sector Field Mass Spectrometry, ICP-SFMS). Analyserna har skett enligt de modifierade EPA-metoderna 200.7(ICP-AES) respektive 200.8(ICP-MS). Analyserna utfördes av ALS Scandinavia i Luleå.

Totalkol, organiskt kol och totalkväve analyserades med elementaranalysator av SMHI, Oceanografiska Laboratoriet i Göteborg.

Organiska miljögifter har efter soxhlet-extraktion av sedimentprovet och efterföljande rening analyserats enligt följande. Klorerade och bromerade ämnen har bestämts med hjälp av högupplösande gaskromatograf (GC-MS) försedd med SPI-injektor och EC-detektor. Resultaten har jämförts med certifierade standarder (NIST, SRM 1647, U.S.EPA C-813-01 och NIST, SMR 1492). Analyserna utfördes av Svenska miljöinstitutet (IVL).

7.6.2 Vävnad från blåmussla och fisk

Vid kemisk analys av musslor har fokus varit att uppnå tre replikat/resultat per transekt/referens för varje analyserat ämne för att senare kunna analysera data statistisk korrekt. Detta har i vissa fall medfört vissa svårigheter exempelvis förlora-

des en musselstation på transekt D och vid ytterligare någon station så var vävnadshalten för låg för att alla analyser skulle kunna utföras. Salthalten i Välen visade sig dessutom vara mkt låg vilket försvårade överlevnaden för musslorna i de inre delarna av viken. Av dessa anledningar har dubbelprover tagits från en del stationer men prioritet har dock varit att undvika detta om möjligt för de organiska ämnena då sedimentproverna visade på ett högt innehåll av dessa relativt metaller.

Alla analyser av vävnad från blåmussla samt muskel från fisk utfördes via ALS Scandinavia. Torrsubstansen (TS) bestämdes genom frystorkning av vävnad från blåmussla respektive filé från fisk. Därefter analyserades metaller i vävnaden efter upplösning av frystorkat prov i mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med HNO₃+H₂O₂. Slutbestämning skedde med en plasmamasspektrometer (Inductively Coupled Plasma Sector Field Mass Spectrometry, ICP-SFMS). Analyserna skedde enligt modifierade EPA-metoder 200.7(ICP-AES) respektive 200.8(ICP-SFMS). Vilda musslor som påträffades vid provtagning analyserades med avseende på metylkvicksilver enligt ALS-metod efter isotoputspädning, extraktion och etylering. Slutbestämning skedde med gaskromatografi och plasmamasspektrometer (GC-ICP-SFMS).

Tabell 2. Analyserade ämnen i respektive matris.

Kemiska analyser av sediment			
Metaller	Polyklorerade bifenyl*	Klorerade pesticider*	Flamskyddsmedel*
As	PCB 28	alfa-HCH	PBDE 28
Cd	PCB 52	beta-HCH	PBDE 47
Co	PCB 101	gamma-HCH (lindan)	PBDE 100
Cr	PCB 118	g-klordan	PBDE 99
Cu	PCB 138	a-klordan	PBDE 85
Hg	PCB 153	transnonaklo	PBDE 153
Ni	PCB 180	p,p'-DDT	PBDE 154
Pb	PCB, summa 7	p,p'-DDD	
V		p,p'-DDE	PBDE-Deca
Zn			

*Analys utfördes av IVL Miljöinstitut

Kemiska analyser av vävnad från blåmussla och fisk		
Metaller	Polyklorerade bifenyl*	Klorerade pesticider
As	PCB 28	pentaklorbensen
Cd	PCB 52	hexaklorbensen
Co	PCB 101	alfa-HCH
Cr	PCB 118	beta-HCH
Cu	PCB 138	gamma-HCH (lindan)
Hg	PCB 153	aldrin
Mn	PCB 180	dieldrin
Ni	PCB, summa 7	endrin
Pb		isodrin
Zn		telodrin
metyl-Hg*		heptaklor cis-heptaklorepoxyd trans-heptaklorepoxyd o,p'-DDT p,p'-DDT o,p'-DDD p,p'-DDD o,p'-DDE p,p'-DDE alfa-endosulfan hexaklorbutadien hexakloreten

*Analyserades i vilda musslor som hittades på station C2 samt vid D2

Analys av organiska miljögifter vilka innefattande klorerade pesticider och polyklorerade bifenyl (PCB), skedde med gaskromatografi (GC-MS). Analyserna utfördes av det tyska laboratoriet GBA tillhörande ALS Laboratory Group.

7.7 Statistisk analys

För att statistiskt kunna belägga eventuella olikheter i Välen så har analyser av data skett genom att belysa skillnader och likheter mellan transekter, då replikering huvudsakligen har skett på denna nivå. Data har först analyserats med avseende på homogena varianser genom Cochrans test och om dessa har visat sig vara heterogena så har data transformerats. Därefter har variansanalys skett genom en envägs ANOVA-test. Om p-värdet har visat sig vara signifikant så har ANOVA-testen åtföljts av ett SNK test för att se var signifikanserna finns, dvs vilka transekter som statistiskt skiljer sig åt och om dessa skiljer sig ifrån referensen. Det senare gäller endast för musselvävnaden. För fisk har Välen ansetts vara ett enda område där analys och replikering har utförts på artnivå ($n=3/\text{art}$). Skillnader och olikheter mellan olika infångade arter har därmed kunnat analyseras vanligen via variansanalys med ANOVA.

Data som trots transformering inte har blivit homogena, har ändå analyserats enligt ovan, eftersom det endast är vid signifikanta skillnader som det finns en risk för att dra felaktiga slutsatser. Heterogena data förekommer endast för sumHCH i sediment, arsenik (As) i musselvävnad och kvicksilver i fiskvävnad, dessa resultat diskuteras vidare i kommande text. Vid jämförelse av ämnen som inte har detekterats på alla stationer har angiven rapporteringsgräns från analyslaboratorium använts för stationer där ämnet inte har detekterats. På så vis undviks en underskattning av resultaten vid bl a klassificering enligt bedömningsgrunder samt sambandsanalyser. Så har även skett vid summering av ämnen. Detta gäller dock inte för flamskyddsmedlen (PBDEer) i sedimentet då analysen av dessa kraftigt har påverkats av höga halter PCB, vilket har medfört svårigheter med att detektera PBDEerna som i sin tur fått höga och varierande rapporteringsgränser.

I vissa fall exempelvis för analys av organiska miljögifter (främst PCB) i fisk där tre eller fler grupper jämförts har statistisk analys enligt ovan-

stående inte varit möjligt att utföra utan istället har ett Kruskal Wallis test använts. Kruskal Wallis är ett icke parametriskt test som kan användas när data inte är normalfördelade eller för få för variansanalys, alternativt om tre eller fler grupper skall jämföras.

Linjära regressionsanalyser har dessutom utförts för att analysera om det föreligger ett samband mellan halter av metaller och organiska miljögifter i sediment och musselvävnad alternativt mellan fetthalter och organiska miljögifter i fisk. Nivån på korrelationskoefficienten R^2 anger hur stor del av variationerna i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x) under förutsättning att sambandet mellan x och y är linjärt

Ju högre korrelationskoefficient ju högre grad av sannolikt samband föreligger, exempelvis om R^2 är 0,95 så förklaras 95 % av variationen i y-led av ändringar i x-led. Resterande 5 % är oförklarade.



Utbojade musselburar i C-transekten.

8. Resultat

Föreliggande studie syftade till att undersöka en eventuell påverkan på Välsenviken från den närliggande deponin väster om området. Tolv stationer fördelade i viken längs fyra transekter har undersökts på miljögifter i sedimentet samt hur bottenfaunasamhället ser ut på dessa stationer. Därtill har upptaget av miljögifter studerats i musslor vid alla stationer och i fisk i viken som helhet.

Resultaten från respektive matris kommer att redovisas i detalj nedan och utifrån gränsvärden där sådana finns. Redovisningen av varje analyserad parameter inleds med en kort rödmarkerad sammanfattning av de viktigaste resultaten.

8.1 Miljökemiska undersökningar i sediment

8.1.1 TOC, TC, TN och C/N i sedimentet

Signifikant högre TOC vid transekt A, B och C än D.

Koncentrationen av totalkol (TC), totalt organiskt kol (TOC), totalkväve (TN) och kvoten mellan TOC och TN (C/N) i Värens ytsediment 2012 redovisas i tabell 3. Halten av totalt organiskt kol (TOC) utgör i det närmaste allt totalkol, vilket visar att förekomsten av oorganiskt kol är mycket liten i sedimentet. TOC-halten i de yttre delarna av Välen är relativt låg beroende på att sedimenten i dessa delar har ett större inslag av sand/silt. Statistisk variansanalys visar även att transekt D har signifikant lägre halter av TOC än övriga transekter ($p=0,009$), dock ses ingen skillnad mellan övriga transekter. I den inre delen däremot är halterna högre än vad som generellt gäller för västkusten (3-4 %) (Cato 2006).

Koncentrationen av totalkväve (TN) uppvisar ett liknande fördelningsmönster som TOC, vilket beror på att kvävet i sedimentet till största delen är organiskt bundet (t.ex. Cato 1977).

Även C/N kvoten uppvisar ett liknande fördelningsmönster med avtagande kvoter från Värens inre del mot dess yttre del. Inom hela Välen ligger kvoterna högre än ett genomsnitt för västkusten, vilket visar på en dominans av terrestriskt organiskt material som härrör från omgivande strandområden samt genom en tillförsel av organiskt material med Stora Äns flöde.

8.1.2 Metaller i sedimentet

Starkt förorenat med avseende på Cu och till viss del Zn samt moderat förorenat med avseende på Hg, Pb och Cd.

Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende metaller i Värens ytsediment redovisas i tabell 4. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder.

Halterna av arsenik (As), kobolt (Co) och nickel (Ni) motsvarar den naturliga bakgrunden på samtliga stationer och detta gäller även med två undantag för krom (Cr) och tre undantag för vanadin (V). Kadmium (Cd), kvicksilver (Hg) och bly (Pb) visar i olika grad antropogen påverkan i halter som normalt återfinns i urbaniserade områden. Halterna för dessa metaller ligger med undantag för Pb inom det spann som påträffas i ytsedimenten utmed västkusten (se Cato 2006). Blyhalterna däremot ligger dubbelt så högt på hälften av stationerna i förhållande till den generella bilden för västkusten.

Halterna av framförallt koppar (Cu) på sju stationer och för zink (Zn) på två stationer ligger mycket högt respektive högt i förhållande till västkusten i övrigt (se Cato 2006). På dessa stationer faller halterna i klass 5 enligt bedömnings-

Tabell 3. Koncentrationen av totalkol (TC), totalt organiskt kol (TOC), totalkväve (TN) och kvoten C/N i Värens ytsediment 2012.

Välen Station	Sedimentdjup	TC % TS	TOC % TS	TN % TS	C/N
A1	0-2 cm	6,67	6,28	0,43	14,6
A2	0-2 cm	4,95	4,82	0,29	16,6
A3	0-2 cm	6,77	7,07	0,32	22,1
B1	0-2 cm	5,18	5,10	0,38	13,4
B2	0-2 cm	5,06	4,98	0,40	12,5
B3	0-2 cm	4,46	4,56	0,33	13,8
C1	0-2 cm	3,99	3,95	0,31	12,7
C2	0-2 cm	6,00	5,96	0,54	11,0
C3	0-2 cm	3,48	3,22	0,27	11,9
D1	0-2 cm	1,89	1,69	0,13	13,0
D2	0-2 cm	2,87	2,97	0,22	13,5
D3	0-2 cm	1,85	2,22	0,14	15,9
MV		4,43	4,40	0,31	14,3
STDAV		1,67	1,65	0,12	2,92
KONFIDENS		1,89	1,86	0,13	3,31
MAX		6,77	7,07	0,54	22,1
MIN		1,85	1,69	0,13	11,0
MEDIAN		4,71	4,69	0,32	13,5

grunderna. Som högst ligger dessa halter 3-5 ggr högre än gränsen mellan klass 4 och 5.

Det areella fördelningsmönstret med avseende på klassindelningen för berörda metaller redovisas i figurerna 4. En generell bild av den areella fördelningen av metaller i Välen är att högre halter föreligger i den inre delen av Välen och lägst halter i den yttre delen där sedimenten är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen, men variationer förekommer mellan de olika metallerna.

I figur 5 redovisas koncentrationsgradienten för respektive metalls medelvärde inklusive konfidensintervall för varje transekt (A-D). Gradienten visar med undantag för As en avtagande trend från Värens inre del (A) till dess yttre del (D). Arsenik avviker genom att uppvisa en sti-

gande koncentration från transekt A till transekt B för att sedan successivt sjunka mot transekt D. Generellt kan dock ingen statistisk skillnad säkerställas för analyserade metaller med undantag av Cd ($p=0,025$) där halten Cd är signifikant högre vid transekt A än vid D. (Tabell 5).

Organiskt material har normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal metaller. Det är känt från tidigare studier i Välen att det föreligger ett linjärt samband mellan metaller och TOC (bl a Cato 1977). Detta innebär att en hög metallkoncentration kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan respektive metall och TOC i Värens ytsediment från 2012 visar att där föreligger ett samband mellan alla analyserade metaller utom As och TOC. I figur 6

Tabell 4. Koncentrationen av metaller i Värens ytsediment 2012. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999) och svensk standard.

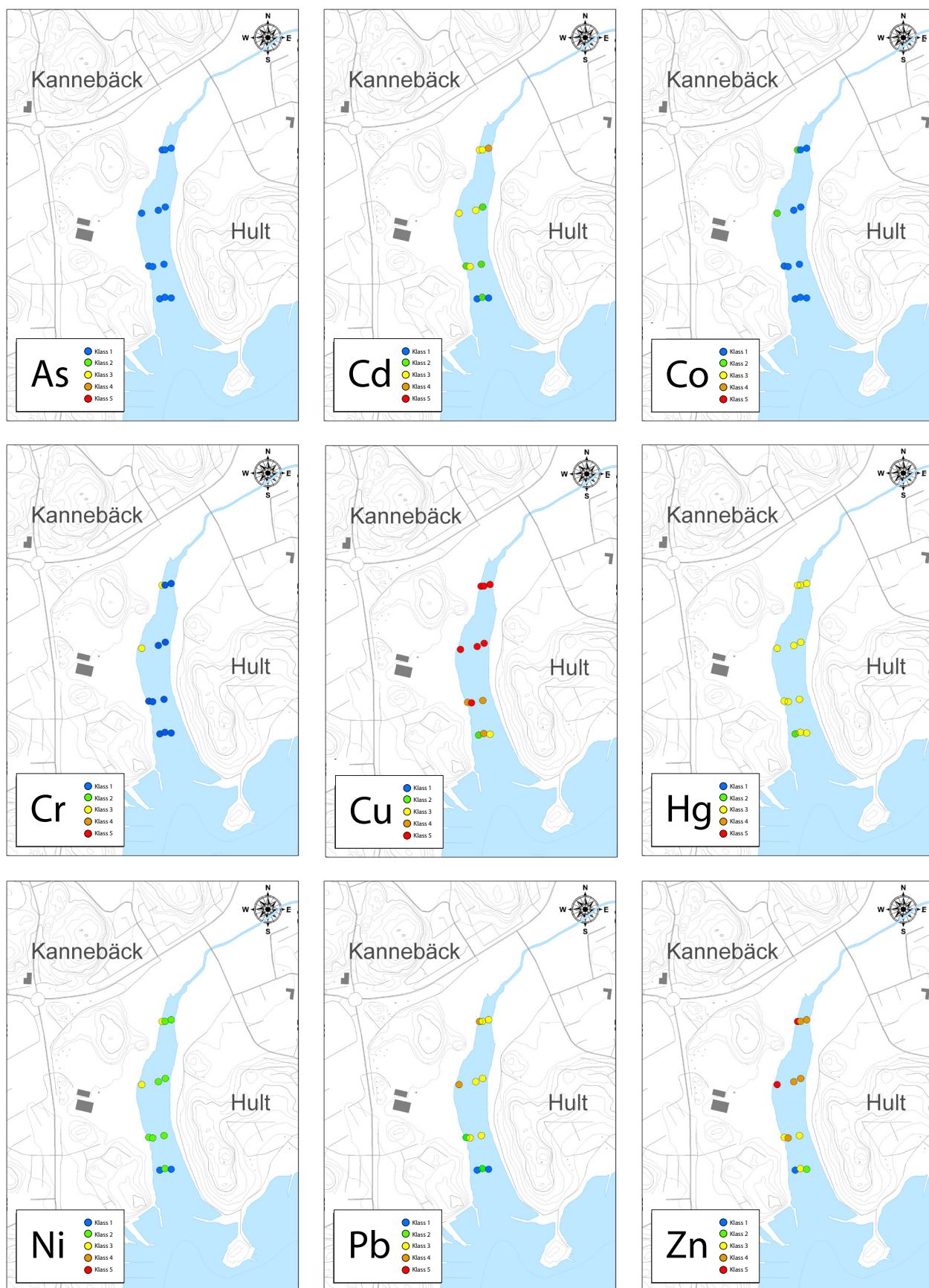
Välen 2012 SEDIMENT		Arsenik (mg/kg TS)	Kadmium (mg/kg TS)	Kobolt (mg/kg TS)	Krom (mg/kg TS)	Koppar (mg/kg TS)	Kviksilver (mg/kg TS)	Nickel (mg/kg TS)	Bly (mg/kg TS)	Vanadin (mg/kg TS)	Zink (mg/kg TS)
A1	98,5	7,6	1,2	14,7	56,5	204	0,38	32,7	91,2	78,5	509
A2	99,2	3,4	0,6	8,8	27,0	101	0,15	18,4	53,0	43,4	277
A3	98,9	4,2	1,4	9,8	34,0	118	0,26	19,8	54,5	48,3	323
B1	98,5	9,1	0,9	14,1	53,4	196	0,35	33,4	90,0	78,1	450
B2	98,4	5,9	0,5	9,2	31,6	116	0,15	19,8	51,0	46,7	285
B3	98,7	5,3	0,4	8,3	27,2	97	0,22	17,1	45,6	41,0	244
C1	99	4,1	0,5	5,6	21,1	71	0,16	12,5	38,1	29,7	199
C2	98,2	7,8	0,5	11,2	39,0	131	0,23	24,8	64,5	60,0	332
C3	98,9	4,7	0,4	6,6	24,0	76	0,24	14,6	43,1	35,8	200
D1	99,4	2,9	0,2	3,6	12,0	27	0,07	7,3	12,9	20,1	83
D2	99	5,0	0,3	6,2	25,8	55	0,13	13,1	32,9	39,1	152
D3	99,4	3,0	0,2	3,6	11,8	33	0,15	7,1	21,0	19,4	102

SEDIMENT STATIONER n=12	MEDELVÄRDE	5,2	0,6	8,5	30,3	102	0,21	18,4	49,8	45,0	263
	STDAV	2,0	0,4	3,6	14,0	56	0,09	8,5	23,8	19,3	129
	KONFIDENS	1,1	0,2	2,1	7,9	32	0,05	4,8	13,5	10,9	73
	MAX	9,1	1,4	14,7	56,5	204	0,38	33,4	91,2	78,5	509
	MIN	2,9	0,2	3,6	11,8	27	0,07	7,1	12,9	19,4	83
	MEDIAN	4,8	0,5	8,6	27,1	99	0,19	17,8	48,3	42,2	261

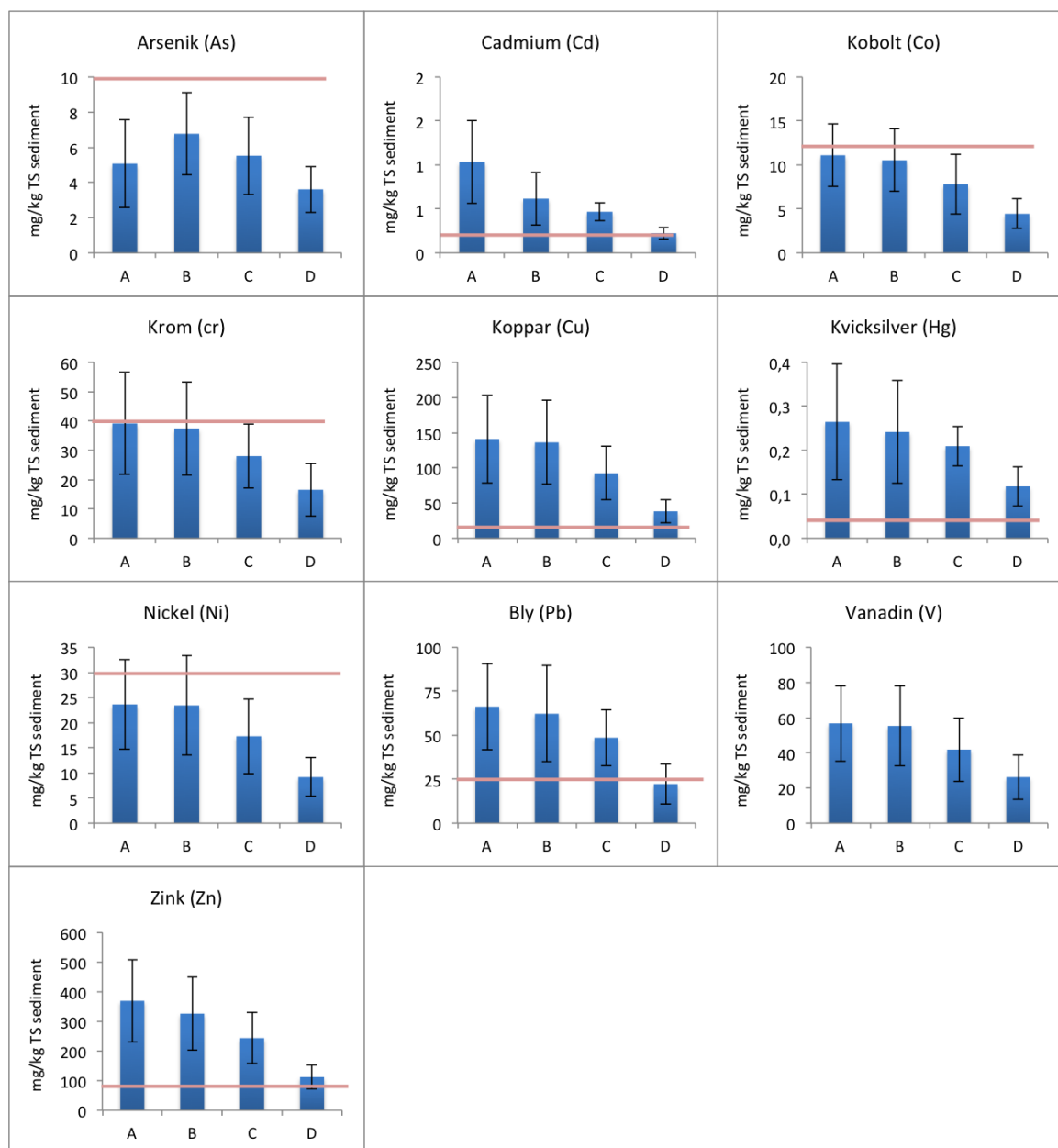
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (mg/kg TS).	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Klass 1 (ingen/obetydlig avvikelse)	<10	<0,2	<12	<40	<15	<0,04	<30	<25	-	<85
Klass 2 (liten avvikelse)	10-17	0,2-0,5	12-20,4	40-48	15-30	0,04-0,12	30-45	25-40	-	85-127,5
Klass 3 (tydlig avvikelse)	17-28	0,5-1,2	20,4-34,8	48-60	30-49,5	0,12-0,4	45-66	40-65	-	127,5-204
Klass 4 (stor avvikelse)	28-45	1,2-3	34,8-60	60-72	49,5-79,5	0,4-1,0	66-99	65-110	-	204-357
Klass 5 (mkt stor avvikelse)	>45	>3	>60	>72	>79,5	>1,0	>99	>110	-	>357

Tabell 5. Statistisk variansanalys har skett genom en-vägs-ANOVA. Halten av metaller i sedimentet skiljer sig signifikant mellan transekter då P-värdet är mindre än 0,05 ($n=3$). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses en signifikant skillnad i halten kadmium mellan transekt A och D.

Metaller i sediment	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D
Arsenik (As)	-	0,304	- - -	- - -	- - -	- - -
Kadmium (Cd)	-	0,025	- - D	- - -	- - -	A - -
Kobolt (Co)	-	0,065	- - -	- - -	- - -	- - -
Krom (Cr)	-	0,167	- - -	- - -	- - -	- - -
Koppar (Cu)	-	0,058	- - -	- - -	- - -	- - -
Kviksilver (Hg)	-	0,220	- - -	- - -	- - -	- - -
Nickel (Ni)	-	0,103	- - -	- - -	- - -	- - -
Bly (Pb)	-	0,070	- - -	- - -	- - -	- - -
Vanadin (V)	-	0,175	- - -	- - -	- - -	- - -
Zink (Zn)	-	0,392	- - -	- - -	- - -	- - -



Figur 4. Klassning av ytsediment i Välen enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket, 1999) med avseende på metallerna arsenik (As), kadmium (As), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb) samt zink (Zn).

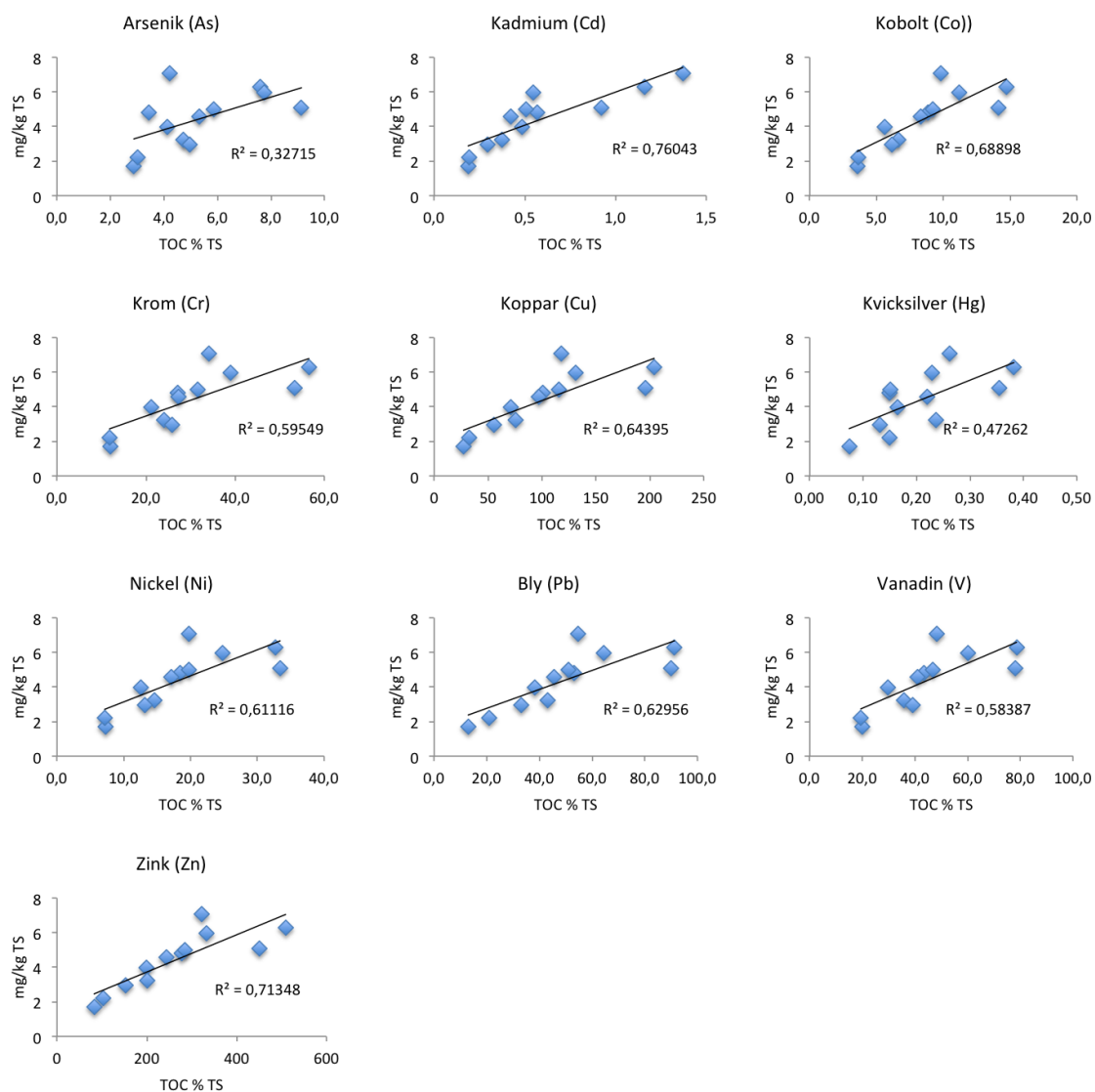


Figur 5. Koncentrationsgradienten från Värens inre till dess yttre del för respektive metalls medelvärde i ytsedimentet från varje transekt, A-D (n=3; $\pm$ K.I. 95 %). Röd linje anger gräns mellan klass 1 och 2, dvs halter under linjen visar på ingen eller obetydlig avvikelse från ett "naturligt normalvärde" medan halter över linjen visar på en liten avvikelse (Naturvårdsverket, 1999).

illustreras sambandet och i tabell 6 visas de olika korrelationskoefficienterna (R^2) samt p-värde för de erhållna sambanden. Ju högre korrelationskoefficient ju högre grad av samband föreligger.

Starkast är sambanden för Cd, Zn och Co, följt av Cu, Pb, Ni, Cr och V. För Cd och Zn kan 76%

respektive 71% av variationen förklaras med variationen i TOC-halt medan mellan 58% och 69% av variationen förklaras för övriga metaller utom As och Hg. Inget direkt samband tycks föreligga mellan As och TOC och endast ett svagt samband mellan Hg och TOC.



Figur 6. Sambandet mellan analyserade metaller och TOC i Värens ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

Tabell 6. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan PCB och TOC i Värens ytsediment 2012 (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras med röd text.

SEDIMENT	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
R^2	0,33	0,76	0,69	0,60	0,64	0,47	0,61	0,63	0,58	0,71
P-värde	0,052	0,000	0,001	0,003	0,002	0,013	0,003	0,002	0,004	0,001

8.1.3 Polyklorerade bifenyler (PCB) i sedimentet

Extremt förorenat med avseende på PCB

PCB är en blandning av klorerade bifenyler med samma kemiska basstruktur och förekommer i 209 kongener. I föreliggande studie har de i miljösammanhang sju vanligaste kongener undersökts. PCB började tillverkas 1929, men till följd av dess miljöfarlighet förbjöds användningen i Sverige i nya produkter 1978 och sedan 1995 får inga produkter med PCB användas. PCB är fettlösligt och bioackumulerbart. Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende PCB i Värens ytsediment redovisas i tabell 7. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999). Observera! Att Naturvårdsverkets bedömningsgrunder senare korrigerade på deras websida (Naturvårdsverket 2005) för ett fel i tabelltexten där det felaktigt angavs att halterna för organiska miljögifter i tabellen var "normaliserade till 1% organiskt kol". I följande redovisning av organiska miljögifter har heller ingen normalisering skett, vilket innebär att

ICES rekommendationer följs.

Till skillnad från metallerna saknar dessa ämnen en naturlig bakgrund då de är helt och hållet industriellt framställda. Halterna av de sju undersökta PCB-kongenerna är extremt höga på så gott som samtliga provtagningsstationer och faller med mycket god marginal i klass 5 (mycket hög halt) enligt de svenska bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999). Undantag utgör halterna av kongenerna PCB 28 som faller i klasserna 3-4 (medelhög respektive hög halt) och endast i en provtagningspunkt (A1) i klass 5. Kongenen PCB 52 avviker också på stationerna i transekt D (klass 4), men i ett av de två replikaten på station D3 ligger halten i klass 5. SumPCB₇ faller dock genomgående inom klass 5.

Som tidigare nämnts är halterna av PCB i Välen extremt höga. I den innersta delen av Välen (station A1) är halterna för de högre kongenerna mellan 100 och 150 gånger högre än nämnda gränsvärde dvs gränsen mellan klass 4 och 5. För sumPCB₇ är värdet drygt 80 gånger högre. Som jämförelse kan nämnas att i SGUs databas omfattande drygt 500 stationer fördelade utmed svenska kusten och öppet hav uppgår motsva-

Tabell 7. Koncentrationen av sju PCB-kongener samt sumPCB₇ i Värens ytsediment 2012. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999).

Sediment (ng/g TS)	Sedimentdjup (cm)	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB180	sumPCB ₇
A1	0-2	1,2	15	160	58	360	370	280	1 244
A2	0-2	0,42	5,6	47	14	110	100	99	376
A3	0-2	0,54	2,7	26	13	83	83	71	279
B1	0-2	0,46	3,0	37	20	120	130	97	407
B2	0-2	0,35	2,1	27	15	88	93	75	300
B3	0-2	0,40	1,3	9,2	7,6	42	45	32	137
C1	0-2	0,31	1,0	7,8	6,3	42	43	38	139
C2	0-2	0,56	1,5	12	9,3	52	56	37	168
C3	0-2	0,37	1,1	8,1	6,7	34	36	25	112
D1	0-2	0,13	0,40	4,9	2,8	19	20	18	65
D2	0-2	0,19	0,71	6,1	4,5	26	28	22	88
D3a	0-2	0,27	0,68	7,6	5,3	30	32	28	104
D3b	0-2	0,16	1,5	27	15	97	100	84	324

SEDIMENT STATIONER n=12	MEDELVÄRDE	0,4	2,8	29,2	13,6	84,8	87,4	69,7	288,0
	STDAV	0,3	3,8	41,5	14,3	89,4	91,5	69,7	309,8
	KONFIDENS	0,2	2,1	23,5	8,1	50,6	51,8	39,4	175,3
	MAX	1,2	14,6	160,0	58,3	360,0	370,0	280,0	1244,0
	MIN	0,1	0,4	4,9	2,8	19,2	20,3	17,7	65,4
	MEDIAN	0,4	1,5	11,8	9,3	52,0	55,6	38,5	168,1

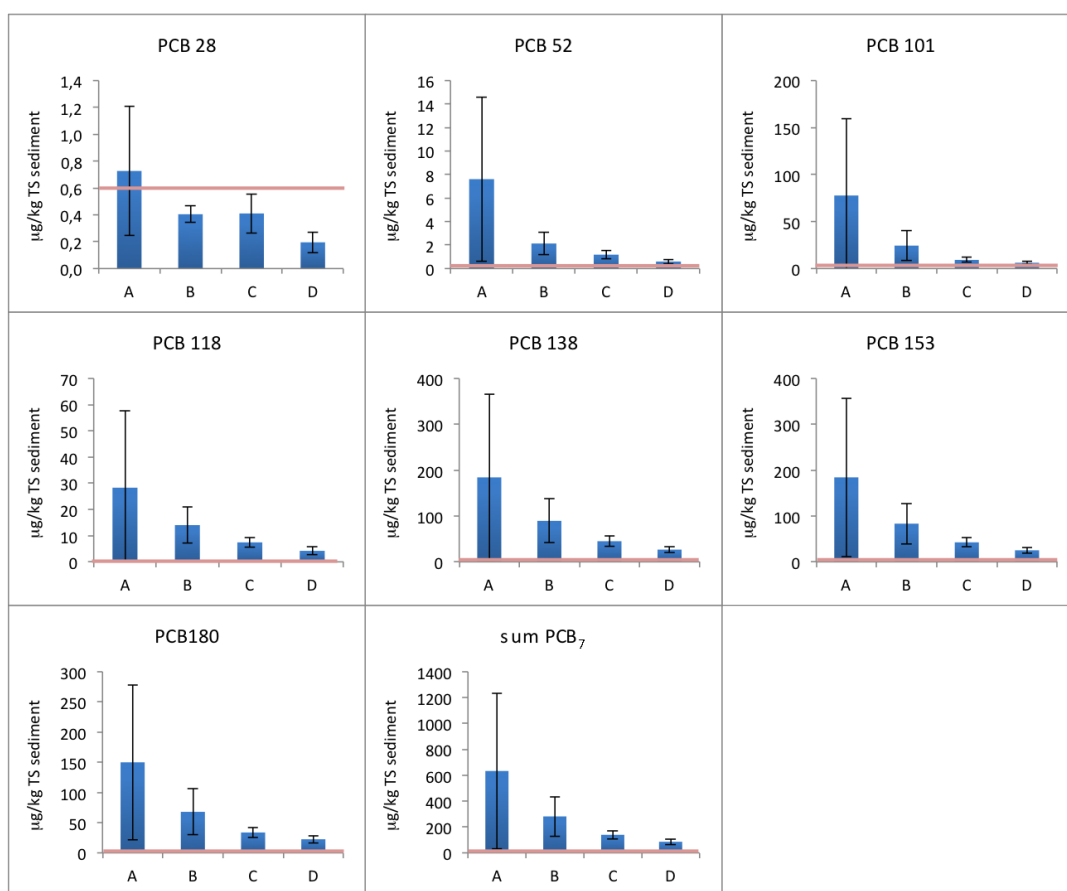
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (ng/g TS).	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB180	sumPCB ₇
Klass 1 (ingen halt)	0	0	0	0	0	0	0	0
Klass 2 (låg halt)	0,00-0,06	0,00-0,06	0,00-0,16	0-0,15	0-0,03	0-0,3	0-0,1	0-1,3
Klass 3 (medelhög halt)	0,06-0,2	0,06-0,2	0,16-0,6	0,15-0,6	0,03-0,3	0,3-1,2	0,1-0,1	1,3-4
Klass 4 (hög halt)	0,2-0,6	0,2-0,8	0,6-2	0,6-2	0,3-3,5	1,2-4,1	0,4-1,9	4-15
Klass 5 (mkt hög halt)	>0,6	>0,8	>2	>2	>3,5	>4,1	>1,9	>15

rande siffra för sumPCB₇ som högst till 16 och endast på några få ställen ligger den över 5. I den yttre delen av Välen ligger motsvarande siffror på mellan 9 och 15 gånger högre.

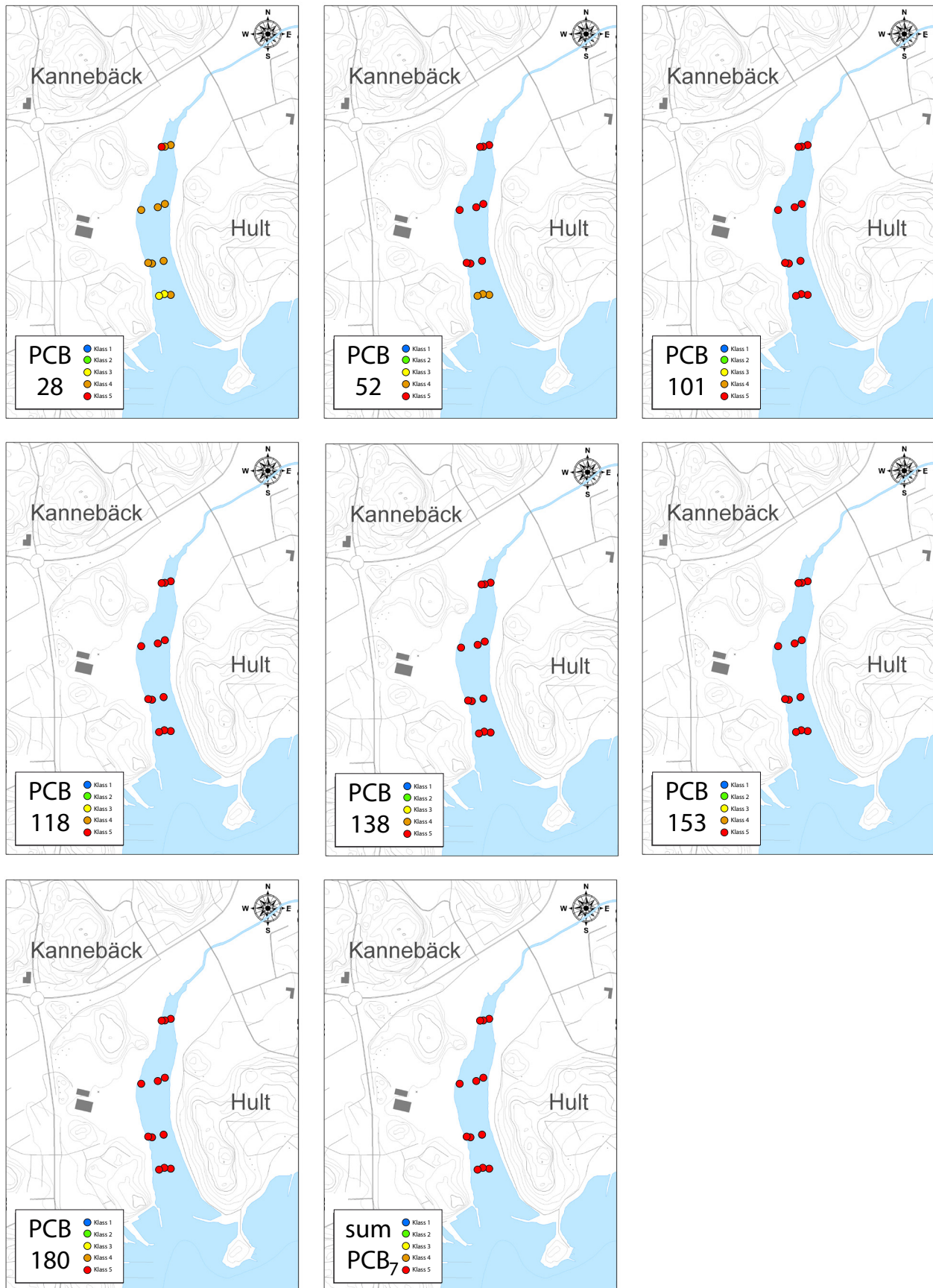
Det areella fördelningsmönstret med avseende på klassindelningen för sumPCB₇ redovisas i figur 7. En generell bild av den areella fördelningen av dessa ämnen i Välen är, att högre halter föreligger i den inre delen av Välen och lägst halter i den yttre delen där sedimenten är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen i transekterna A och B. I figur 8 redovisas koncentrationsgradienten för de olika PCB kongenerna samt sumPCB₇ med avseende på medelvärde inklusive konfidensintervall i varje transekt A-D. Gradienten visar en avtagande trend från Värens inre del (A) till dess yttre del (D). Av konfidensintervallet framgår att spridningen i halter mellan stationerna i främst inre Välen är stor. Statistisk variansanalys visar på signifikanta skillnader för alla PCB-kongener utom PCB 28 och skillnader

ses främst mellan transekt A och transekterna C samt D (Tabell 8).

Organiskt material har normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en hög koncentration kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan respektive PCB kongen samt sumPCB₇ och TOC i Värens ytsediment från 2012 visar att där till i motsats till metallerna inte föreligger ett samband mellan de analyserade PCB kongenerna och TOC. Enda undantag är PCB 28 där ett, om ändå svagt, samband råder ($p=0,009$; $R^2=0,51$) där 51% av variationen kan förklaras med variationen i TOC-halt. Ytterligare samband kan dock ses för kongenerna PCB 118, PCB 153, PCB 138 och PCB 180 under förutsättning att station A1 behandlas som en outlier. I figur 9 illustreras två exempel på dessa sambandsanalyser och i tabell 9 visas de olika korrelationskoefficienterna för de erhållna sambanden.



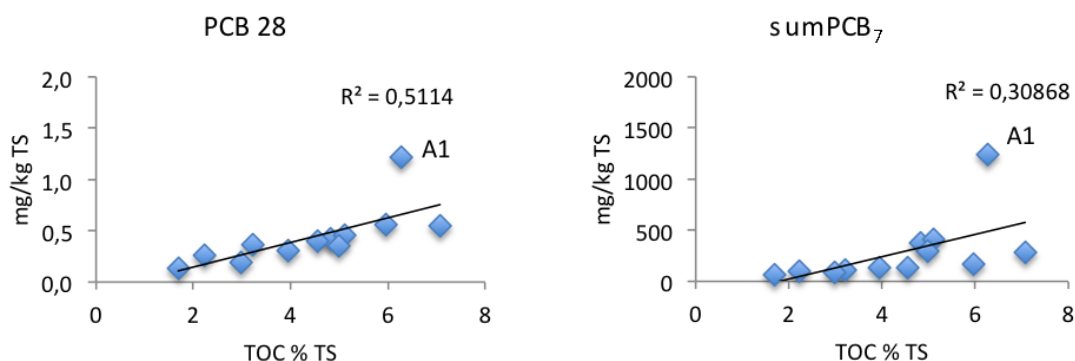
Figur 8. Koncentrationsgradienten från Värens inre till dess yttre del för respektive PCB-kongen samt sumPCB₇ med medelvärde i ytsedimentet för varje transekt, A-D (n=3; $\pm$ K.I. 95 %). Röd linje anger gräns mellan klass 4 och 5, dvs halter över linjen visar på mycket höga halter (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 7. Klassning av ytsediment i Välen enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket, 1999) med avseende på 7 PCB-kongener samt summan av dessa.

Tabell 8. Statistisk variansanalys har skett genom en-vägs-ANOVA där data har ln-transformerats för att uppnå homogenitet. Halten PCB i sedimentet skiljer sig signifikant mellan transekter där P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader i halten sumPCB₇ endast mellan transekt A och transekterna C och D.

PCB i sediment	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D
PCB 28	ln	0,059	- - -	- - -	- - -	- - -
PCB 52	ln	0,003	B C D	A - D	A - -	A B -
PCB 101	ln	0,009	- C D	- - -	A - -	A - -
PCB 118	ln	0,030	- - D	- - -	- - -	A - -
PCB 138	ln	0,019	- - D	- - -	- - -	A - -
PCB 153	ln	0,015	- C D	- - -	A - -	A - -
PCB 180	ln	0,009	- C D	- - -	A - -	A - -
sum PCB ₇	ln	0,013	- C D	- - -	A - -	A - -



Figur 9. Sambandet mellan TOC och PCB 28 samt sumPCB₇ i Välen ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R².

Tabell 9. Korrelationskoefficient (R²) samt p-värde för det linjära sambandet mellan PCB och TOC i Välen ytsediment 2012 (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras med röd text.

SEDIMENT	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB180	sumPCB ₇
R ²	0,51	0,27	0,26	0,32	0,32	0,31	0,32	0,31
P-värde	0,009	0,084	0,092	0,058	0,056	0,058	0,056	0,061
exklusive outliner								
R ²	0,83	0,31	0,32	0,50	0,46	0,46	0,40	0,44
P-värde	0,000	0,075	0,069	0,016	0,022	0,021	0,037	0,027
Outliner	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1

8.1.4 Klorerade pesticider i sedimentet

8.1.4.1 Hexaklorbensen (HCB) i sedimentet

Välen är starkt förorenat med avseende på HCB.

HCB har använts som en selektiv fungicid som nyttjats för behandling av utsäde, men även som mjukgörare i polyvinylklorid, vid tillverkning av syntetgummi i färgpigment och pyrotekniska komponenter. Bioackumuleringen i akvatiska organismer är mycket hög till följd av hög fettlöslighet. HCB är förbjudet i Sverige och användningen upphörde 1980 (Dayteg och Nohrstedt 2001). Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende hexaklorbensen (HCB) i Välen ytsediment redovisas i tabell 10. I tabel-

len redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder.

Till skillnad från metallerna saknar pesticiderna en naturlig bakgrund då de är helt och hållet industriellt framställda. Halterna av HCB är mycket höga på så gott som samtliga provtagningsstationer och faller inom klass 5 enligt de svenska bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999). På två av de yttre stationerna i transekt D faller halterna inom klass 4 (höga halter). I den innersta delen av Välen (station A1) är halterna mellan 3 och 6 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5. Den areella fördelningen med avseende på klassindelningen för HCB redovisas i figur 10.

En generell bild av den areella fördelningen av

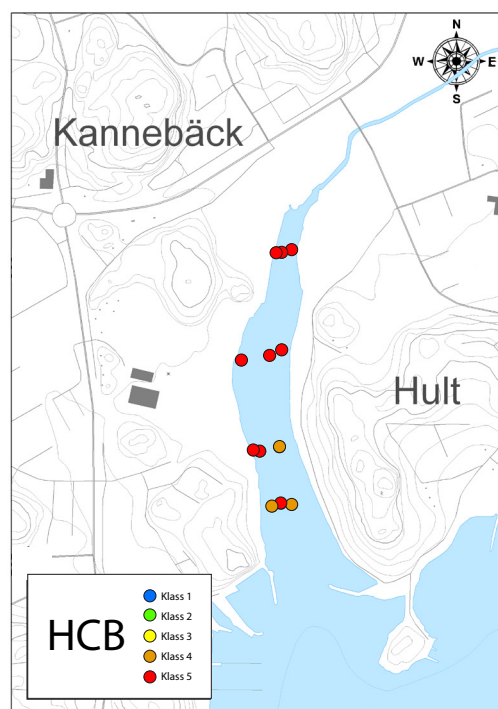
Tabell 10. Koncentrationen av HCB, HCH, klordaner, och DDT i Välen ytsediment 2012. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). För de stationer där halten ligger under rapporteringsgränsen anges den klass som rapporteringsgränsens värde faller inom.

Sediment (ng/g TS)	Sedimentdjup (cm)	HCB	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	sumHCH	γ -klordan	α -klordan	trans-nonaklor	sum Klordan	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD	sumDDT
A1	0-2	6,2	<0,04	<0,08	0,10	0,10	0,83	0,68	0,20	1,71	0,28	2,1	8,9	11,22
A2	0-2	3,1	<0,02	<0,05	<0,02	<0,03	0,19	0,13	0,07	0,39	<0,05	0,59	2,5	3,13
A3	0-2	4,9	<0,03	0,11	0,24	0,35	0,31	0,22	0,07	0,60	0,94	1,5	3,6	5,95
B1	0-2	3,4	<0,04	0,14	0,07	0,21	0,28	0,22	0,11	0,61	<0,08	1,7	4,7	6,39
B2	0-2	2,3	<0,03	0,08	<0,03	0,08	0,22	0,14	<0,04	0,36	0,19	1,3	2,2	3,68
B3	0-2	2,8	<0,03	0,10	<0,03	0,10	0,19	0,14	<0,03	0,32	0,08	1,5	2,1	3,67
C1	0-2	1,1	<0,03	0,11	<0,03	0,11	0,16	0,10	<0,03	0,26	0,057	1,0	1,6	2,65
C2	0-2	2,7	<0,05	0,10	<0,05	0,10	0,23	0,16	0,07	0,46	<0,05	1,9	2,1	3,97
C3	0-2	1,0	<0,02	0,11	<0,02	0,11	0,17	0,11	0,56	0,84	0,084	1,2	1,1	2,45
D1	0-2	0,54	<0,02	0,04	<0,02	0,04	0,07	0,04	<0,02	0,11	0,044	0,42	0,58	1,05
D2	0-2	1,4	<0,02	0,07	<0,03	0,07	0,09	0,06	<0,02	0,14	0,088	0,77	0,87	1,73
D3a	0-2	0,22	<0,02	0,04	<0,02	0,04	0,08	<0,02	<0,02	0,08	0,038	0,52	0,64	1,20
D3b	0-2	0,19	<0,02	<0,04	<0,02	<0,03	0,11	0,07	<0,02	0,17	<0,04	0,43	0,84	1,28
SEDIMENT STATIONER n=12	MEDELVÄRDE	2,47	-	0,09	0,13	0,12	0,23	0,18	0,18	0,49	0,20	1,20	2,57	3,92
	STDAV	1,80	-	0,03	0,09	0,09	0,20	0,18	0,19	0,45	0,29	0,55	2,33	2,84
	KONFIDENS	1,02	-	0,02	0,05	0,05	0,11	0,10	0,11	0,25	0,16	0,31	1,32	1,61
	MAX	6,24	-	0,14	0,24	0,35	0,83	0,68	0,56	1,71	0,94	2,06	8,89	11,22
	MIN	0,19	-	0,04	0,07	0,04	0,07	0,04	0,07	0,08	0,04	0,42	0,58	1,05
	MEDIAN	2,49	-	0,10	0,10	0,10	0,19	0,14	0,09	0,37	0,08	1,28	2,09	3,40
Svenska bedömningsgrunder för miljö kvalitet (NV, 1999) (ng/g TS).		HCB	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	sumHCH	γ -klordan	α -klordan	trans-nonaklor	sum Klordan	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD	sumDDT
Klass 1 (ingen halt)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Klass 2 (låg halt)		0-0,04	0-0,01	0-0,03	0-0,01	0-0,03	0-0,01	0-0,02	0-0,02	0-0,02	0-0,02	0-0,2	0-0,13	0-0,2
Klass 3 (medelhög halt)		0,04-0,2	0,01-0,07	0,03-0,3	0,01-0,1	0,03-0,3	0,01-0,04	0,02-0,04	0,02-0,05	0,02-0,08	0,02-0,1	0,2-0,7	0,13-0,8	0,2-1
Klass 4 (hög halt)		0,2-1	0,07-0,3	0,3-3	0,1-1,3	0,3-3	0,04-0,1	0,05-0,15	0,08-0,3	0,1-0,7	0,7-2,5	0,8-5	1-6	
Klass 5 (mkt hög halt)		>1	>0,3	>3	>1,3	>3	>0,1	>0,1	>0,15	>0,3	>0,7	>2,5	>5	>6

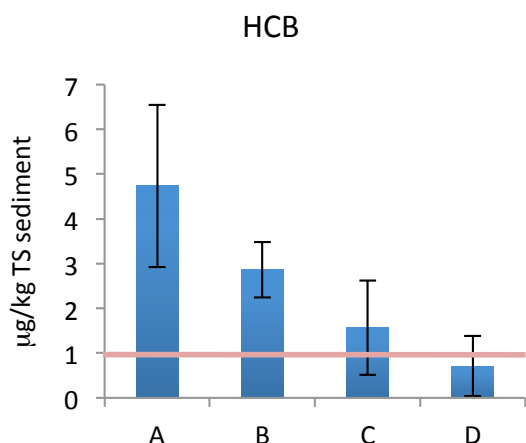
HCB i Välen är i likhet med PCB, att högre halter föreligger i den inre delen av Välen och lägst halter i den yttre delen där sedimenten är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen i transekterna A och B samt centralt i transekterna C och D.

I figur 11 redovisas koncentrationsgradienten för HCB med avseende på medelvärde inklusive konfidensintervall för varje transekt A-D. Av konfidensintervallet framgår att spridningen i halter inom transekter i främst inre Välen är stor. Gradienten visar en avtagande trend från Välen inre del (A) till dess yttre del (D). Statistisk variansanalys genom en-vägs-ANOVA bekräftar att det finns signifikanta skillnader ($p=0,006$), där halterna HCB i transekt A är signifikant högre än vid övriga transekter (Tabell 11).

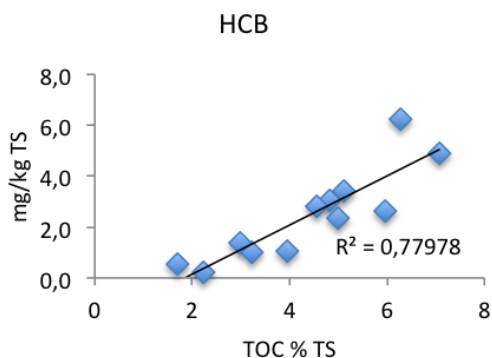
Som tidigare omtalats har organiskt material normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en hög koncentration kan vara orsakad av en hög TOC-halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan HCB och TOC i Välen ytsediment från 2012 visar att det i likhet med metallerna föreligger ett relativt starkt samband ($p=0,00001$) mellan HCB och TOC (Figur 12; Tabell 12) där 78 % av variationen av HCB kan kopplas till halten TOC.



Figur 10. Klassning av ytsediment i Välen enligt svenska bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket, 1999) med avseende på HCB.



Figur 11. Koncentrationsgradienten för HCB från Välen inre till dess yttre del uttryckt som medelvärde för varje transekt (A-D) (n=3; K.I. 95 %). Röd linje anger gräns mellan klass 4 och 5, dvs halter över linjen visar på mycket höga halter (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 12. Sambandet mellan TOC och HCB i Välen ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

8.1.4.2 Hexaklorhexan (HCH) i sedimentet

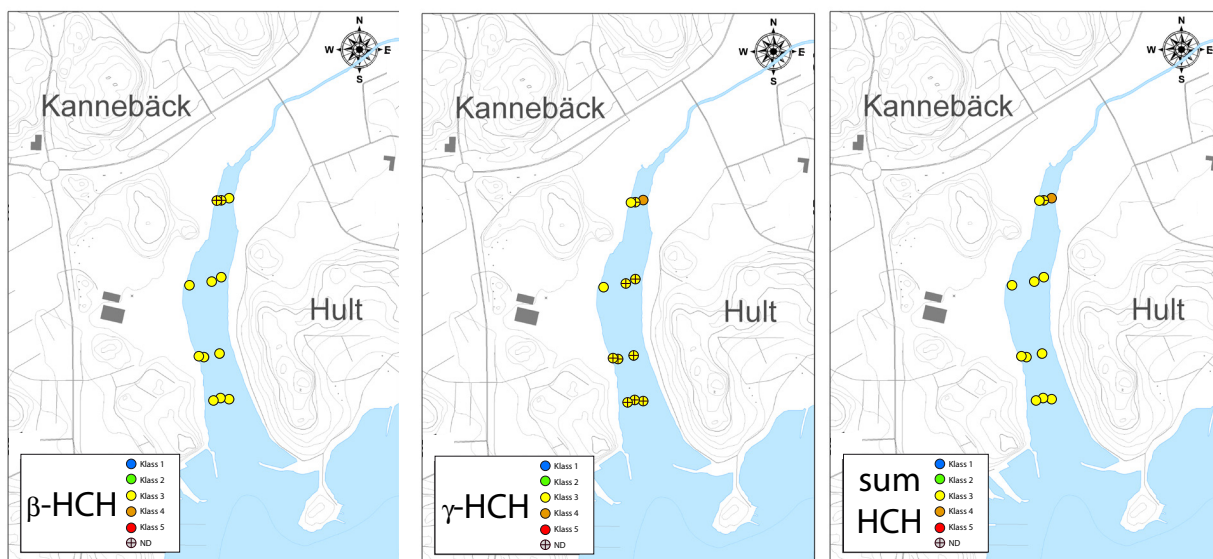
Välen är moderat förorenat med avseende på HCH

HCH är en insekticid som bioackumuleras i fettvävnad och förbud mot denna infördes i Sverige 1989. Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende tre av åtta isomerer av insekticiden hexaklorhexan (α -HCH, β -HCH och γ -HCH (Lindan)) i Välen ytsediment redovisas i tabell 10. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

Halterna av α -HCH ligger under rapporteringsgränsen i hela Välen medan halten av β -HCH ligger i klass 3 med undantag för stationerna A1 och A2 som ligger under rapporteringsgränsen. På station A3 däremot återfinns β -HCH och γ -HCH (lindan) i klass 4 enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999). I övrigt ligger γ -HCH under rapporteringsgränsen med undantag för stationerna A1 och B1 som faller inom klass 3. Fördelningsmönstret för sumHCH styrs av β -HCH och γ -HCH. Den areella fördelningen med avseende på klassindelningen för HCH redovisas i figur 13. För de stationer där halten ligger under rapporteringsgränsen anges den klass som rapporteringsgränsens värde faller inom, dvs i detta fall i klass 3. Klassen kan alltså vara lägre, men redovisningen visar på högsta möjliga scenario vad avser klassning enligt bedömningsgrunder.

Tabell 11. Statistisk variansanalys har skett genom en-vägs-ANOVA där data har transformerats för att uppnå homogenitet. Signifikanta skillnader mellan transekter finns då P-värde är mindre än 0,05 (n=3). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader i halten HCB mellan transekt A och övriga transekter men inte mellan transekterna B, C och D.

Klorerade pesticider	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D
HCB	-	0,006	B C D	A - -	A - -	A - -
HBCD	-	0,007	- C D	- C D	A B -	A B -
a-HCH	-	0,339	- - -	- - -	- - -	- - -
b-HCH	-	0,051	- - -	- - -	- - -	- - -
g-HCH	ln	0,265	- - -	- - -	- - -	- - -
sumHCH	ej homogena	0,501	- - -	- - -	- - -	- - -
g-klordan	1/X	0,000	- - D	- - D	- - D	A B C
a-klordan	ln	0,012	- - D	- - D	- - D	A B C
transnonaklo	ln	0,156	- - -	- - -	- - -	- - -
sumKlordaner	ln	0,015	- - D	- - D	- - D	A B C
p,p-DDE	-	0,131	- - -	- - -	- - -	- - -
p,p-DDD	ln	0,005	- C D	- - D	A - -	A B -
p,p-DDT	1/X	0,227	- - -	- - -	- - -	- - -
sumDDT	ln	0,006	- - D	- - D	- - D	A B C
sumPBDE	-	0,006	B C D	A - -	A - -	A - -



Figur 13. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder av ytsediment i Välen 2012 med avseende på β -HCH (lindan) och γ -HCH (lindan) och sumHCH. Stationer där ämnet inte har detekterats är markerade med ett + och klassas enligt angiven rapporteringsgränsen.

derna. Detta motiveras av att störningar på internstandarderna vid analysen ger högre osäkerhet och därmed har rapporteringsgränsen satts högt.

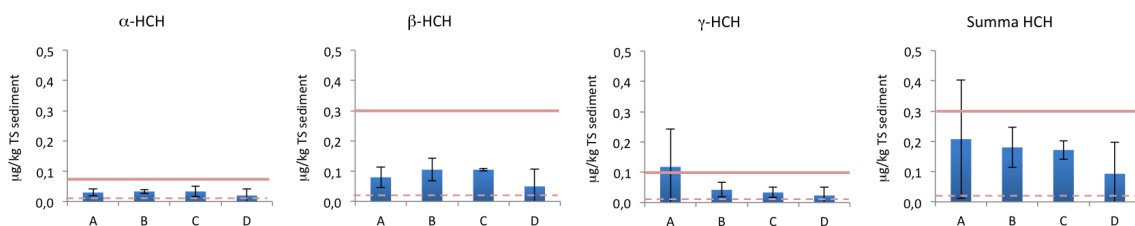
En generell bild av den areella fördelningen av HCH i Välen är att halterna varierar lite och att de högsta halterna återfinns på station A3 i innersta delen av Välen med lägst halter i den yttre delen där sedimenten är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen i transekterna A och B samt centralt i transekterna C och D.

Enligt statistisk variansanalys genom envägs ANOVA saknas dock signifikanta skillnader för alla isomererna samt summan av dessa (sumHCH) (Tabell 11). Att ingen statistiskt säkerställd skillnad kan ses beror sannolikt på de stora variationerna mellan stationerna på respektive transekt men främst den inre. Då merparterna av de organiska miljögifterna som har detekterats i denna undersökning har uppvisat signifikanta

skillnader mellan huvudsakligen den innersta (A) och den yttersta (D) transekten så är det sannolikt att en utökad provtagning per transekt visar på ett avtagande även av HCH.

I figur 14 redovisas koncentrationsgradienten för HCH med avseende på medelvärden inklusive konfidensintervall för varje transekt. I diagrammen redovisas rapporteringsgränsen, dvs värden som anges som mindre än (<) värden. Detta innebär osäkerheter för isomererna α -HCH, β -HCH och γ -HCH som innehåller många <-värden. I de flesta fallen ligger dessa värden inom medelhög halt då störningar i analysen av proven har skett till följd av de mycket höga PCB-halterna. Trenderna för de tre isomererna visar, en för var och en, en något annorlunda trend sannolikt till följd av störningar i analysen.

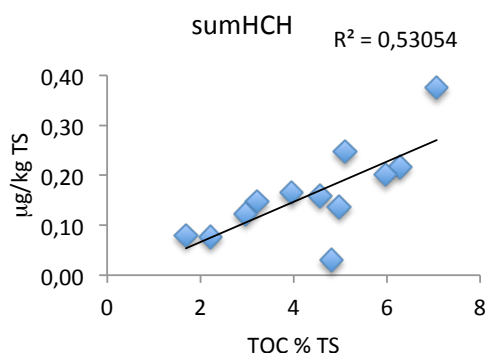
Som tidigare omtalats har organiskt material normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en



Figur 14. Koncentrationsgradienten för HCH från Välen inre till dess yttre del uttryckt som medelvärde för varje transekt (A-D) (n=3; K.I. 95 %). Röd streckad linje visar på gräns mellan klass 2 och 3 dvs gränsen mellan låg och medelhög halt. Röd heldragen linje visar på den nedre gränsen för hög halt (klass 4) enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 12. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan analyserade klorerade pestidier och TOC i Välen ytsediment 2012 (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras med röd text.

SEDIMENT	HCB	sumHCH	γ -klordan	α -klordan	trans-nonaklor	sum Klordan	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD	sumDDT
R^2	0,78	0,40	0,44	0,40	0,00	0,32	0,38	0,63	0,47	0,60
P-värde	0,000	0,026	0,019	0,026	0,990	0,058	0,031	0,002	0,013	0,003
exklusive outliers										
R^2	-	-	-	0,36	0,43	0,29	-	-	-	-
P-värde	-	-	-	0,052	0,029	0,085	-	-	-	-
Outliner	-	-	-	D3	C3	A1	-	-	-	-



Figur 15. Sambandet mellan TOC och HCH i Välen ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

hög koncentration kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan sumHCH och TOC i Välen ytsediment från 2012 visar att det i likhet med metallerna och HCB föreligger ett samband mellan HCH och TOC ($p=0,026$) (Figur 15; Tabell 12), där 53 % av variationen i sumHCH förklaras av variationen i TOC-halt.

8.1.4.3 Klordan i sedimentet

Välen är starkt förorenat med avseende på klordan.

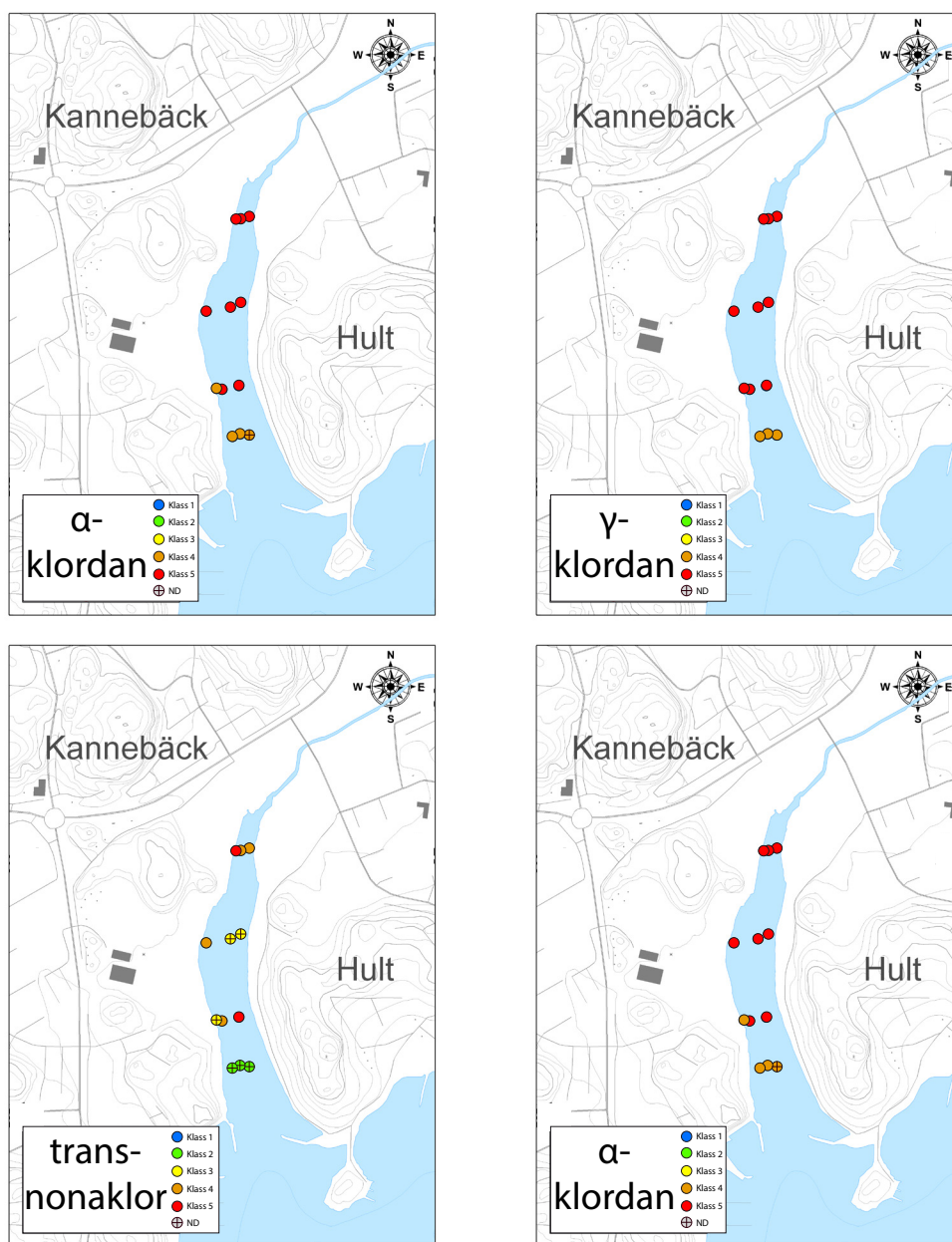
Klordan bioackumuleras i miljön och är en artificiellt framställd produkt som utgörs av en blandning av strukturellt besläktade ämnen. I föreliggande undersökning har γ -klordan och α -klordan och trans-nonaklor undersökts. Klordan introducerades 1945 och användes i stor utsträckning som komponent i bekämpningsmedel inom jordbruk och trädgårdar fram till förbudet att nyttja det i bekämpningsmedel 1971. Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende klordan och trans-nonaklor i Välen ytsediment redovisas i tabell 10. I tabellen redovi-

sas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder. För de stationer där halten ligger under rapporteringsgränsen anges den klass som rapporteringsgränsens värde faller inom.

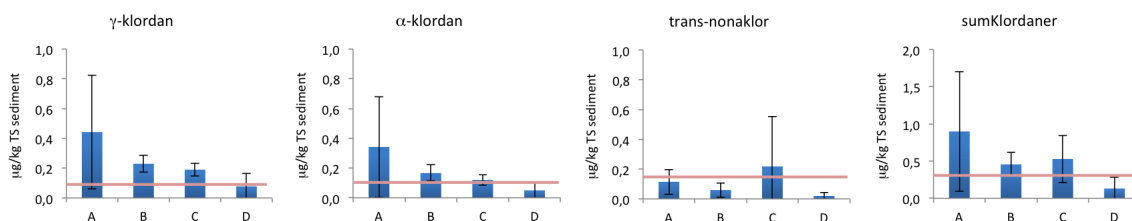
Halterna av γ -/ α -klordaner och trans-nonaklor är mycket höga på så gott som samtliga provtagningsstationer och faller, enligt de svenska bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999), i klass 5 (mycket höga halter) i transekterna A-C och i klass 4 (höga halter) i D-transekten. I den innersta delen av Välen (station A1) är halterna för γ - och α -klordan mellan 7 och 8 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5. Trans-nonaklor faller i klass 5 på två stationer (A1 och C3) på övriga stationer i klass 4. På station C3 ligger halten ca 4 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5. Den areella fördelningen med avseende på klassindelningen redovisas i figur 16.

En generell bild av den areella fördelningen av klordaner och trans-nonaklor i Välen är att i likhet med PCB och HCB, att högre halter föreligger i den inre delen av Välen och lägst halter i den yttre delen där sedimenten är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen i transekterna A och B samt centralt i transekterna C och D.

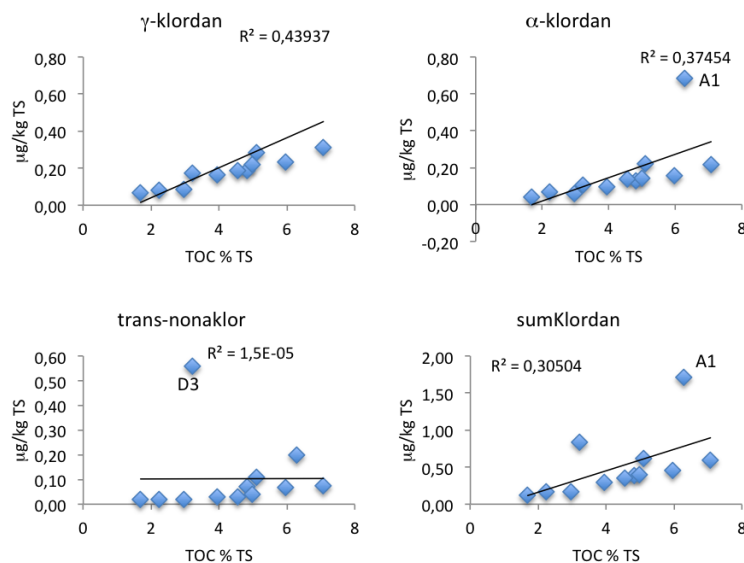
I figur 17 redovisas koncentrationsgradienten för klordaner och trans-nonaklor med avseende på medelvärden inklusive konfidensintervall i varje transekt A-D. I diagrammet för trans-nonaklor redovisas rapporteringsgränsen, dvs värden som anges som mindre än ($<$) värden. Gradienterna för γ -klordan och α -klordan visar en tydligt avtagande trend från Välen inre del (A) till dess yttre del (D). I viss mån finns denna trend också för summa klordaner, men den avvikande trenden för trans-nonaklor påverkar starkt. Av konfidensintervallet framgår att spridningen i halter mellan stationerna i främst inre Välen är stor. Statistisk



Figur 16. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder av ytsediment i Välen 2012 med avseende på α -klordan, γ -klordan, trans-nonaklor och sumKlordan. Stationer där ämnet inte har detekterats är markerade med ett + och klassas enligt angiven rapporteringsgränsen.



Figur 17. Koncentrationsgradienten för klordaner från Välen's inre till dess yttre del uttryckt som medelvärde för varje transekt (A-D) (n=3; K.I. 95 %). Röd streckad linje visar på gräns mellan klass 3 och 4 dvs gränsen mellan medelhög höghalt. Röd heldragen linje visar på gräns mellan klass 4 och 5 dvs var gränsen för mycket höghalt går enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 18. Sambandet mellan klordaner resp. trans-nonaklor och TOC i Välen ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

variationsanalys genom en-vägs-ANOVA bekräftar dock att det finns signifikanta skillnader för alla klordaner utom trans-nonaklor ($p=0,006$). Där halterna i transekt D är signifikant lägre än vid övriga transekter (Tabell 11).

Som tidigare omtalats har organiskt material normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en hög koncentration kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan klordaner och TOC i Välen ytsediment från 2012 visar att det i likhet med metallerna, HCB och HCH föreligger ett starkt samband mellan klordaner och TOC med en förklaringsgrad på mellan 80% och 87%. För trans-nonaklor och TOC är dock sambandet svagt och som en följd av detta kan inte ett samband ses mellan summa klordan och TOC ($p=0,058$) (figur 18, Tabell 12).

8.1.4.4 Diklordifenyltriklorethan (DDT) i sedimentet

Välen är starkt förorenat med avseende på DDT.

Insecticiden DDT (diklordifenyltriklorethan; 1,1,1-triklor-2,2-bis(p-klorfenyletan)) är en blandning av isomererna p,p-DDT, o,p-DDT och o,o-DDT av vilket den första utgör ca 85%. DDT började användas 1948 inom bl a jordbruket och skogsbruket men till följd av dess skadliga effek-

ter på miljön förbjöds användningen i Sverige genom en utfasning 1970-1975. Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende DDT och dess nedbrytningsprodukter (metaboliter; DDE och DDD) i Välen ytsediment redovisas i tabell 10. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt svenska bedömningsgrunder. För de stationer där halten ligger under rapporteringsgränsen anges den klass som rapporteringsgränsens värde faller inom.

Ursprungsprodukten p,p-DDT föreligger i mycket hög halt (klass 5 enligt bedömningsgrunderna, Naturvårdsverket 1999) endast på en station (A3) i Välen och på två stationer i klass 4 (hög halt). I övrigt i klass 3 eller under rapporteringsgränsen. Metaboliterna p,p-DDD och p,p-DDE faller huvudsakligen i klass 4 samt på några stationer i klass 3 eller under rapporteringsgränsen samt för p,p-DDD i klass 5 på station A1. Resultaten visar att p,p-DDT i relativt stor utsträckning brutits ned till de mindre farliga produkterna p,p-DDD och p,p-DDE. Den areella fördelningen med avseende på klassindelningen för varje station redovisas i figur 19.

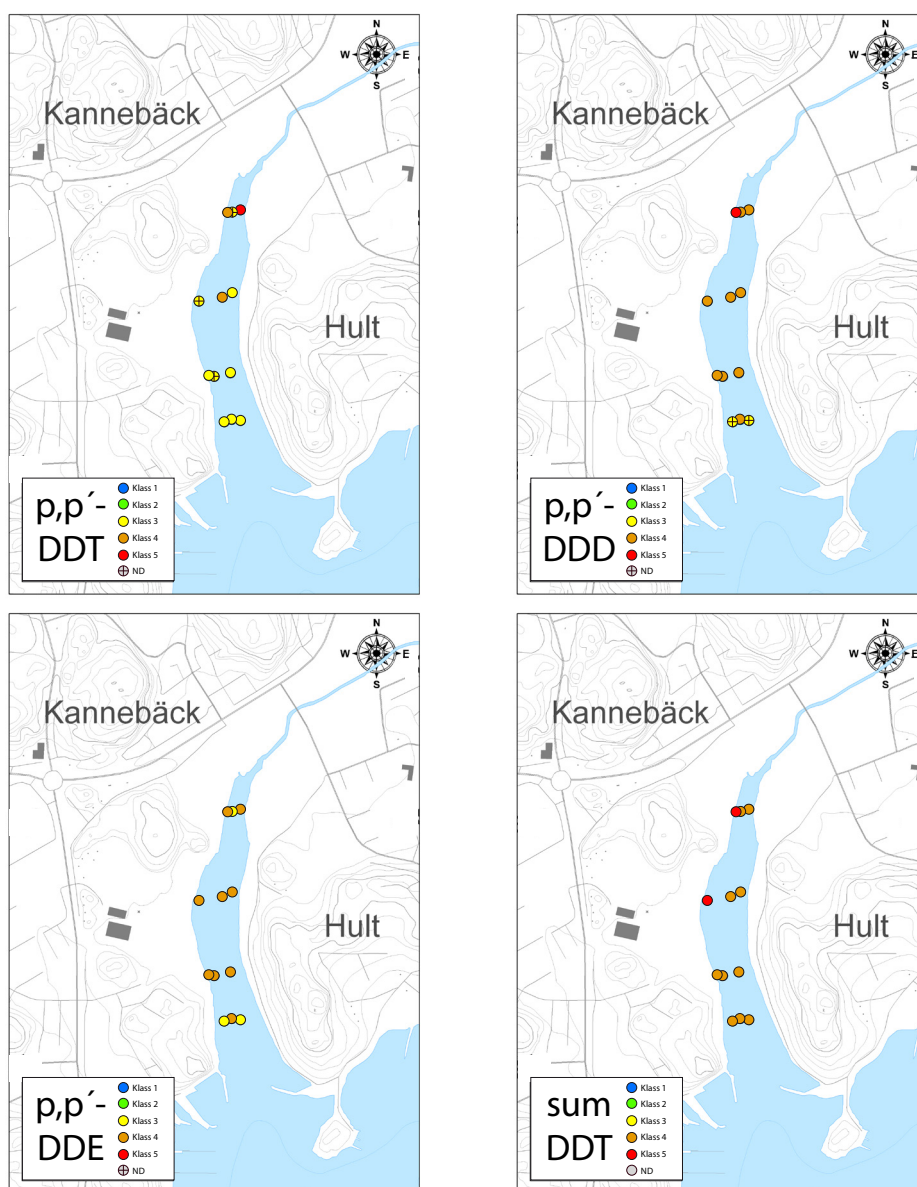
En generell bild av den areella fördelningen av DDT och dess metaboliter i Välen visar i likhet med PCB och övriga studerade pesticider, att högre halter föreligger i den inre delen av Välen och lägst halter i den yttre delen där sedimenten

är siltiga/sandiga med lägre organisk halt. Högre halter uppträder också utmed den västra stranden av Välen i transekterna A och B samt centralt i transekterna C och D.

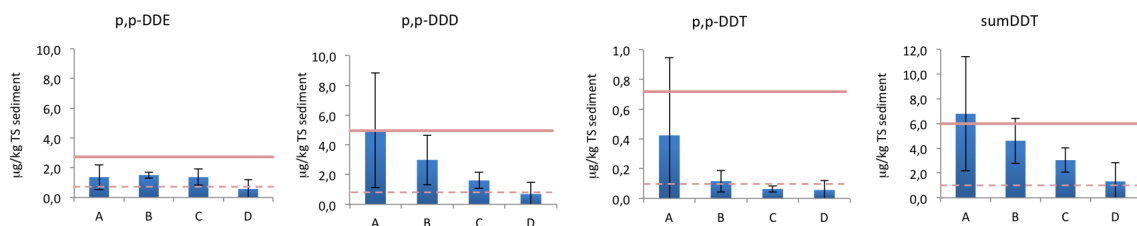
I figur 20 redovisas koncentrationsgradienten för DDT och dess nedbrytningsprodukter med avseende på medelvärden inklusive konfidensintervall i varje transekt. I diagrammen för p,p-DDT och p,p-DDD redovisas rapporteringsgränsen, dvs värden som anges som mindre än (<) värden i tabell 10. Gradienterna för p,p-DDD och Summa DDT visar en tydligt avtagande trend från Värens inre del (A) till dess yttre del (D). ANOVA bekräftar att det finns signifikanta skill-

nader för p,p-DDD och Summa DDT ($p=0,005$ respektive $p=0,006$). Där halterna i transekt D är signifikant lägre än vid transekt A (Tabell 11).

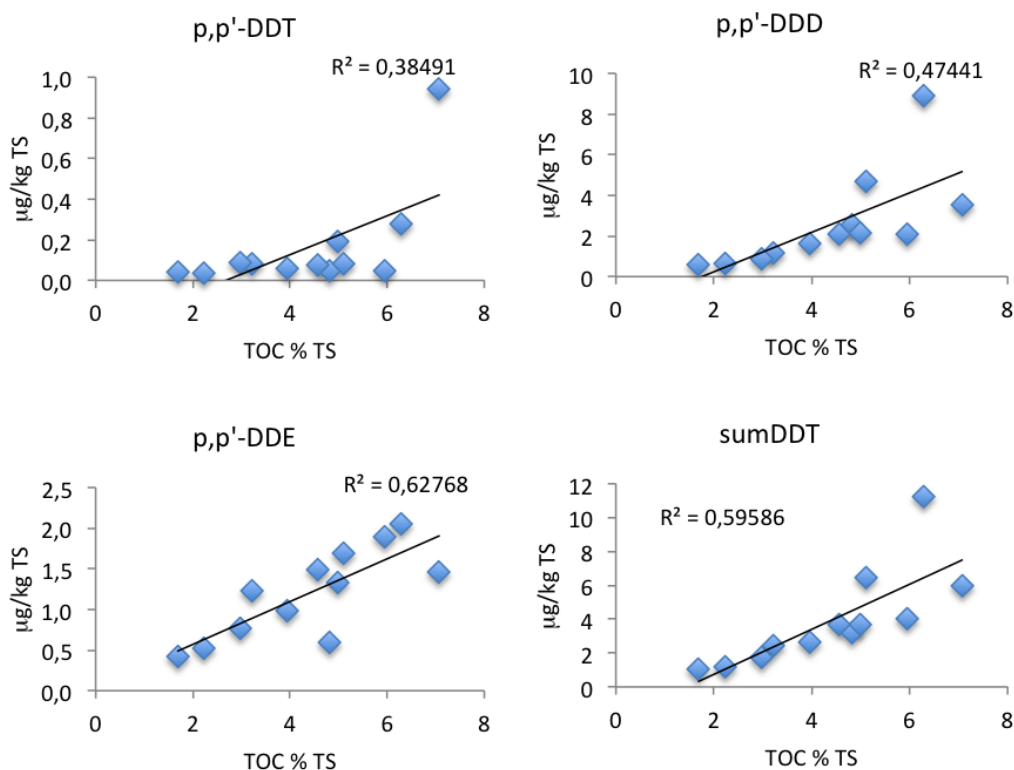
Som tidigare omtalats har organiskt material normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en hög koncentration av ett ämne kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan DDT samt dess nedbrytningsprodukter och TOC i Värens ytsediment från 2012 visar att det i likhet med metallerna, HCB, HCH och klordaner föreligger ett samband mellan TOC och alla metaboliter till DDT samt sumDDT. (figur 21, tabell 12).



Figur 19. Klassning enligt svenska bedömningsgrunder av ytsediment i Välen 2012 med avseende på p,p-DDT, p,p-DDD, p,p-DDE och sumDDT. Stationer där ämnet inte har detekterats är markerade med ett + och klassas enligt angiven rapporteringsgräns.



Figur 20. Koncentrationsgradienten för DDT från Värens inre till dess yttre del uttryckt som medelvärde för varje transekt (A-D) (n=3; K.I. 95 %). Röd streckad linje visar på gräns mellan klass 3 och 4 dvs gränsen mellan medelhög hög halt. Röd heldragen linje visar på gräns mellan klass 4 och 5 dvs var gränsen för mycket hög halt går enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 21. Sambandet mellan klordaner resp. trans-nonaklor och TOC i Värens ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

8.1.5 Bromerade flamskyddsmedel i sedimentet

Välen bör betraktas som starkt förorenat med avseende på PBDE moderat förorenat med avseende på HBCD.

Bromerade flamskyddsmedel (PBDE och HBCD) utgör ett stort miljöproblem då användningen är stor i elektroniska produkter och textilier. Samtliga kongener av PBDE är mycket lipofila och vattenlösligheten är låg. De lågbromerade PBDE kongenerna är mest bioackumulerande, varför användningen av dessa har minskat på senare år till fördel för de högbromerade. Spridningen sker främst genom läckage från avfallsdeponier och förbränning. Analysresultaten från 2012 års sedimentundersökningar avseende 9 bromerade flamskyddsmedel (8 av de vanligast förekommande av 209 kongener PBDE samt HBCD) i Värens ytsediment redovisas i tabell 13. I tabellen redovisas även en klassificering av miljökvaliteten med avseende på halterna enligt preliminära svenska bedömningsgrunder (Cato 2011).

Av de åtta olika PBDE-kongenerna som undersökts kunde PBDE-47 (tetrabromodifenyler) detekteras på sju stationer och PBDE-100 (pentabromodifenyler) på en station samt PBDE-209 (Deca) (decabromodifenyler) på hela 11 stationer. De högsta halterna (klass 5 enligt de preliminära bedömningsgrunderna) återfanns för PBDE-209 i innersta Välen (transekt A) samt på

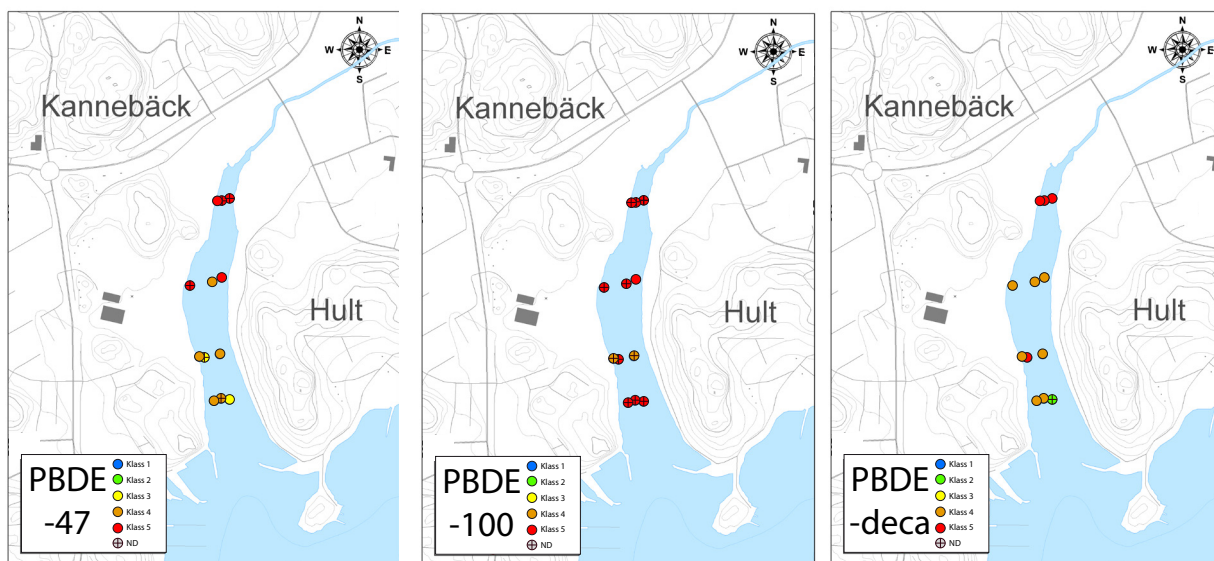
station C2, medan motsvarande klass för PBDE-47 återfanns på stationerna A1 och B3. På den senare stationen låg också PBDE-100 i klass 5. För kongenerna PBDE-99 (pentabromodifenyler) och PBDE-85 (pentabromodifenyler), PBDE-28, PBDE-153 och PBDE-154 låg halterna vid alla stationer under rapporteringsgränsen som i många fall låg relativt högt till följd av störningar i analysen. HBCD (hexabromocyclododekan) detekterades på 9 av 12 stationerna. Svenska bedömningsgrunder för HBCD saknas. Den areella fördelningen med avseende på klassindelningen för nämnda PBDE redovisas i figur 22.

I figur 23 redovisas koncentrationsgradienten för PBDE och HBCD med avseende på medelvärden inklusive konfidensintervall för varje transekt. I diagrammen redovisas rapporteringsgränsen, dvs värden som anges som mindre än (<) värden i tabell 13. Att dessa värden redovisas beror på att någon exakt halt inte har kunnat utläsas vid analysen och att rapporteringsgränsen därför satts högt. Gradienterna visar i dessa fall en tydlig överensstämmelse med gradienterna för PBDE-209 och HBCD som endast innehåller någon eller några värden under rapporteringsgränsen. Generellt uppvisar gradienterna en successivt avtagande trend från Värens inre del (A) till dess yttre del (D). PBDE-28 avviker något lite från denna trend. Vid statistisk variansanalys genom en-vägs ANOVA bekräftas att det finns

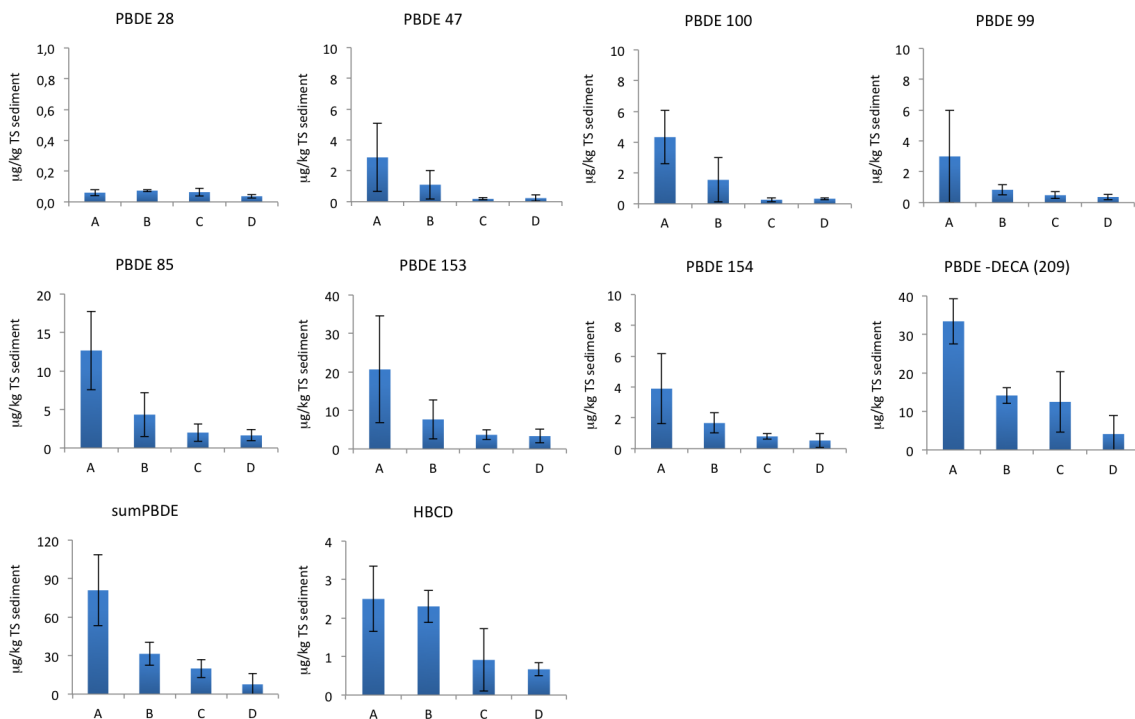
Tabell 13. Koncentrationen av PBDE och HBCD i Värens ytsediment 2012. I förekommande fall klassning enligt preliminära svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Cato 2011). För de stationer där halten ligger under rapporteringsgränsen anges den klass som rapporteringsgränsens värde faller inom.

Sediment (µg/kg TS)	Sedimentdjup (cm)	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 85	PBDE 153	PBDE 154	PBDE-DECA	sum PBDE	HBCD
A1	0-2	<0,08	0,62	<6	<6	<17	<34	<6	39	39	1,6
A2	0-2	<0,05	<4	<4	<2	<13	<18	<3,7	28	28	2,8
A3	0-2	<0,05	<4	<3	<1	<8	<10	<2	33	33	3,0
B1	0-2	<0,08	<2	<3	<1	<7	<12	<2	12	12	2,7
B2	0-2	<0,07	0,37	<1	<1	<4	<8	<2	15	16	2,0
B3	0-2	<0,07	0,93	0,67	<0,5	<2	<3	<1	15	17	2,2
C1	0-2	<0,05	0,20	<0,2	<0,4	<3	<5	<1	6,6	6,8	<0,5
C2	0-2	<0,09	<0,12	<0,4	<0,7	<2	<3	<0,7	20	20	1,7
C3	0-2	<0,05	0,23	<0,2	<0,35	<1	<3	<0,7	11	11	<0,5
D1	0-2	<0,03	0,25	<0,3	<0,2	<0,9	<2	<0,2	3,6	3,9	0,75
D2	0-2	<0,05	<0,4	<0,4	<0,4	<2	<3	<0,4	8,5	8,5	0,76
D3a	0-2	<0,03	0,04	<0,3	<0,5	<2	<5	<1	<0,2	0,04	<0,5
D3b	0-2	<0,04	<0,5	<2	<1	<5	<9	<2	<0,2	-	<0,5

Preliminära svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Cato 2011) (µg/kg TS).	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 85	PBDE 153	PBDE 154	PBDE-DECA	sum PBDE	HBCD
Klass 1 (ingen halt)	-	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	-	<0,02	-	-
Klass 2 (låg halt)	-	0,02-0,034	0,02-0,03	0,02-0,03	0,02-0,03	-	-	0,02-0,5	-	-
Klass 3 (medelhög halt)	-	0,034-0,14	0,03-0,06	0,03-0,15	0,03-0,11	-	-	0,05-2,8	-	-
Klass 4 (hög halt)	-	0,14-0,6	0,06-0,2	0,15-0,7	0,11-0,6	-	-	2,8-16	-	-
Klass 5 (mkt hög halt)	-	>0,6	>0,2	>0,7	>0,6	-	-	>16	-	-



Figur 22. Klassningen enligt preliminära svenska bedömningsgrunder för miljöstatus (Cato 2011) av ytsediment i Välen 2012 med avseende på PBDE-47 och PBDE-100. Stationer där ämnet inte har detekterats är markerade med ett + och klassas enligt angiven rapporteringsgränsen.

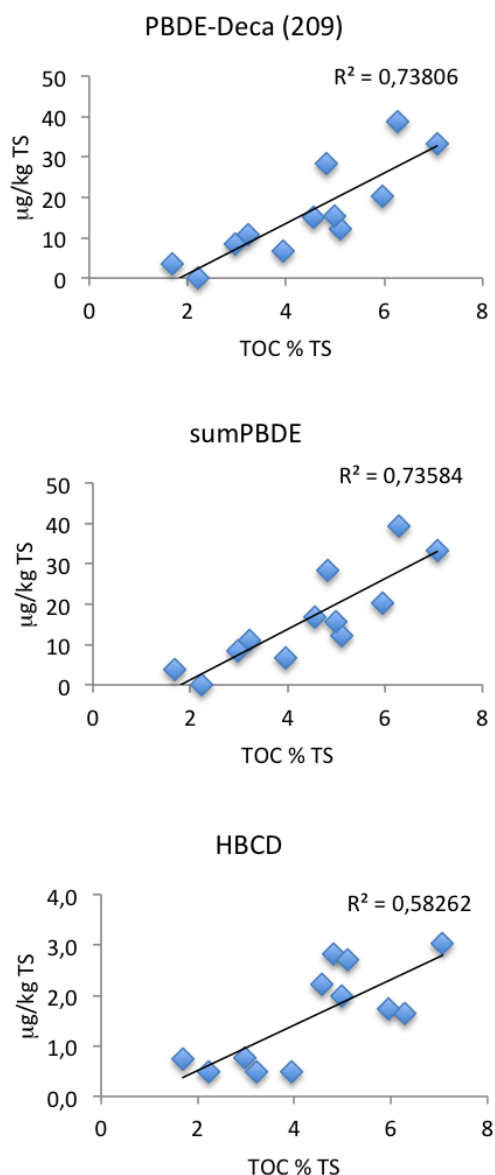


Figur 23. Koncentrationsgradienten av PBDE och HBCD från Välen inre till dess yttre del uttryckt som medelvärde för varje transekt (A-D) (n=3; K.I. 95 %).

Tabell 14. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan analyserade bromerade flamskyddsmedel och TOC i Välens ytsediment 2012 (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras med röd text.

SEDIMENT	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 85	PBDE 153	PBDE 154	PBDE-DECA	sum PBDE	HBCD
R^2	0,51	0,27	0,40	0,25	0,37	0,29	0,34	0,74	0,74	0,58
P-värde	0,009	0,082	0,027	0,099	0,035	0,073	0,048	0,000	0,000	0,004

signifikanta skillnader för sumPBDE ($p=0,006$) och HBCD ($p=0,007$). Där halterna av sumPBDE i transekt A är signifikant högre än vid övriga transekter. Samma scenario ses avseende HBCD med den skillnaden att transekt A endast skiljer sig från transekt C och D och ej B (Tabell 11). Som tidigare omtalats har organiskt material normalt en mycket stor förmåga att koncentrera och binda ett flertal ämnen. Detta innebär att en hög koncentration kan vara orsakad av en hög TOC halt i sedimentet. En linjär regressionsanalys av förhållandet mellan TOC och PBDE-Deca, sumPBDE samt HBCD i Välens ytsediment från 2012 visar att det i likhet med metallerna, HCB, HCH och klordaner föreligger ett samband ($p<0,0004$). Starkast var sambandet mellan TOC och PBDE-Deca samt sumPBDE där ca 74 % av variationen förklarades av halten TOC. Mellan HBCD och TOC var sambanden svagare och där förklarades 58 % av variationen av TOC-halten (Figur 24, tabell 14).



Figur 24. Sambandet mellan TOC och PBDE-Deca, sumPBDE samt HBCD i Välens ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

8.2 Undersökningar av bottefaunastrukturen

Studien av bottenfauna omfattar de tre parameterna; abundans, biomassa och artantal från 2012 som har studerats och jämförts med tidigare studie utförd 1978 dvs ca ett år efter att de förorenade massorna i Välenviken hade muddrats bort och ca fyra år efter att avloppsutsläppen från Näserverket till viken hade kopplats över till Ryaverket i Göteborg.

Artantal, abundans och biomassa är lägst i de inre delarna (A-B) av Välen. Men då variationerna mellan stationerna i den yttre delen (C-D) av viken är stora kan detta inte säkerställas statistiskt. Vid jämförelse med studie utförd 1978 ses tydliga minskningar inom alla parametrar.

8.2.1 Abundans

Resultatet från studien antyder att abundansen (individtäthet) i den yttre delen av Välen (transekt C och D) är högre än inom de inre delarna (transekt A och B), men på grund av stora variationer i transekt C och D kan detta inte säkerställas statistiskt (Figur 17).

Abundansen av makrofauna ligger på ungefärlig nivå med resultat från den tidigare utförda studien 1978 (Cato *et al.* 1981)(Tabell 15).

8.2.2 Biomassa

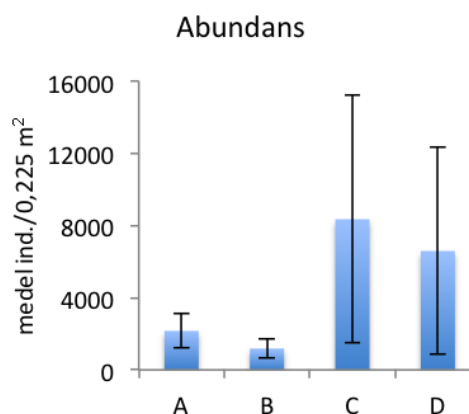
Biomassan följer samma mönster som abundansen med lägre biomassa i de inre delarna av Välen, med lägst biomassa inom transekt A och B (Figur 18). Transekt C och D uppvisar dock stora variationer och det finns inga signifikanta ($p > 0,05$) skillnader mellan transekter.

Tidigare undersökning från 1978 (Cato *et al.* 1981) visar på en ökning i biomassa i riktning mot den yttre transekten (D) jämfört med de tre inre (A, B och C). Resultaten från 2012 visar på ett likartat mönster jämfört med 1978 dvs en högre biomassa i de båda yttre transekterna. Dock är biomassan vid jämförelse med 1978 lägre i alla transekter utom C.

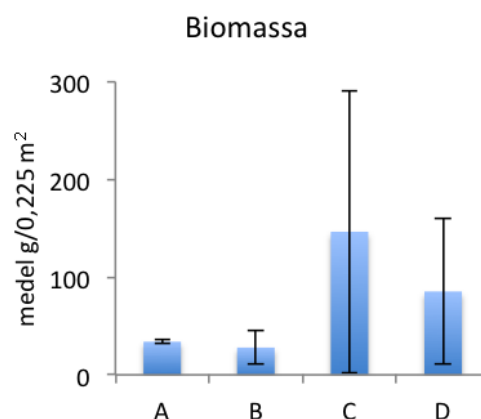
8.2.3 Arter

Totalt hittades 15 olika arter av bottenfauna i Välen. Likt abundans och biomassa så är artantalet lägst längst in i Välen och stiger i riktning mot den yttre delen där de två yttre transekterna

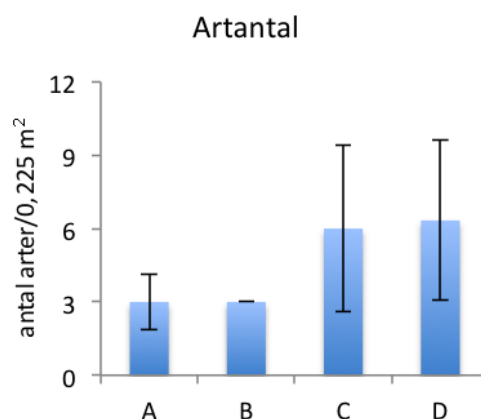
har dubbelt så högt artantal som de två inre transekterna (Figur 19). Tydliga skillnader ses i artantal för alla transekter utom A vid jämförelse med 1978. Antalet arter har halverats vid B och C vid och för transekt D ses fem gånger färre arter än vid provtagningen 1978.



Figur 25. Medelvärde av totalabundans av bottenfauna ($n=3$; $\pm$ K.I. 95 %) för varje provtagen transekt (A-B).



Figur 26. Medelvärde av totalbiomassa av bottenfauna ($n=3$; $\pm$ K.I. 95 %) för varje provtagen transekt (A-B).



Figur 27. Medelvärde av antal arter av bottenfauna för varje provtagen transekt (A-B) ($n=3$; $\pm$ K.I. 95 %).

8.2.4 Samhällsstruktur

De dominerande arterna 2012 utgjordes av Havsborstmasken *Hediste diversicolor* och snäckan *Peringia* sp. Dessa två arter dominerade i de tre yttersta transekterna (B, C, D), medan den innersta transekten dominerades enbart av *H. diversicolor*. I den yttersta transekten (D) förekommer även musslan *Mya arenaria* i höga koncentrationer.

Bottensamhället skiljer sig delvis mot tidigare undersökning från 1978 (Tabell 15) då det ca 250 individer av havsborstmasken *Polydora cornuta* vid den yttre transekten. Vid 2012 års undersökning påträffades endast 2 individer av denna art. Märkräftan *Corophium volutator* visar en minskning i abundans inom de två yttersta transekterna medan havsborstmasken *H. diversicolor* visar en minskning inom alla transekterna. Däremot har ringmasken *Heterochaeta costata*, som inte har setts tidigare påträffats på transekt A och D samt en del individer av chironomider.

8.2.5 Jämförelse med liknande grundområden

Artsamhället i Välen får anses som normalt vid jämförelse med liknande områden i Göteborgs kommun.

För att få ett mått på mångfalden hos bottenfaunsamhället i Välen har Shannons diversitetsindex (H') samt Shannons jämnhetsindex (HE) beräknats. Nämda index, som beskrivs i faktaruta på sid 37, har kalkylerats för de olika transekterna för att få en uppfattning om art- och individvariationen i de olika transekterna, men också för Välen i sin helhet. Det senare har därefter jämförts med resultat från andra grundområden i Göteborg provtagna under augusti 2013 (Wikström et al 2013).

Beräknade diversitetsindex visar på ett område där mångfalden av arter ökar med en ökad salt-halt dvs den högsta diversiteten ses vid den yttre transekten ($H'=1,19$). Transekt C avviker dock negativt avseende båda indexen (Tabell 16), vilket sannolikt beror på den höga variationen i individantal. Framförallt utmärker sig slamsnäckan *Peringia* sp. då individantalet uppgår till ca 7 300 av totalt 8 300 individer i C- transekten.

Vid jämförelse av hela området med andra grundområden i Göteborg (Figur 28) får Välen anses som normalt. Jämnhetsindexet (HE) är dock något lågt vid jämförelse med lokaler inom samma salthaltsintervall vilket tyder på att det finns en stor variation i arternas individantal inom lokalen.

Tabell 15. Antalet individer per m² inom makrofaunaundersökningen utförd hösten 2012, jämförd med undersökning gjord år 1978 (Cato et al. 1981). De 3 dominerande arterna inom varje transekt för år 2012 är angivna om antalet överskrider 200 individer/m². Vid förekomst <200 ind/m² anges detta med ett +, medan en art som tidigare inte har förekommit markeras med ett -.

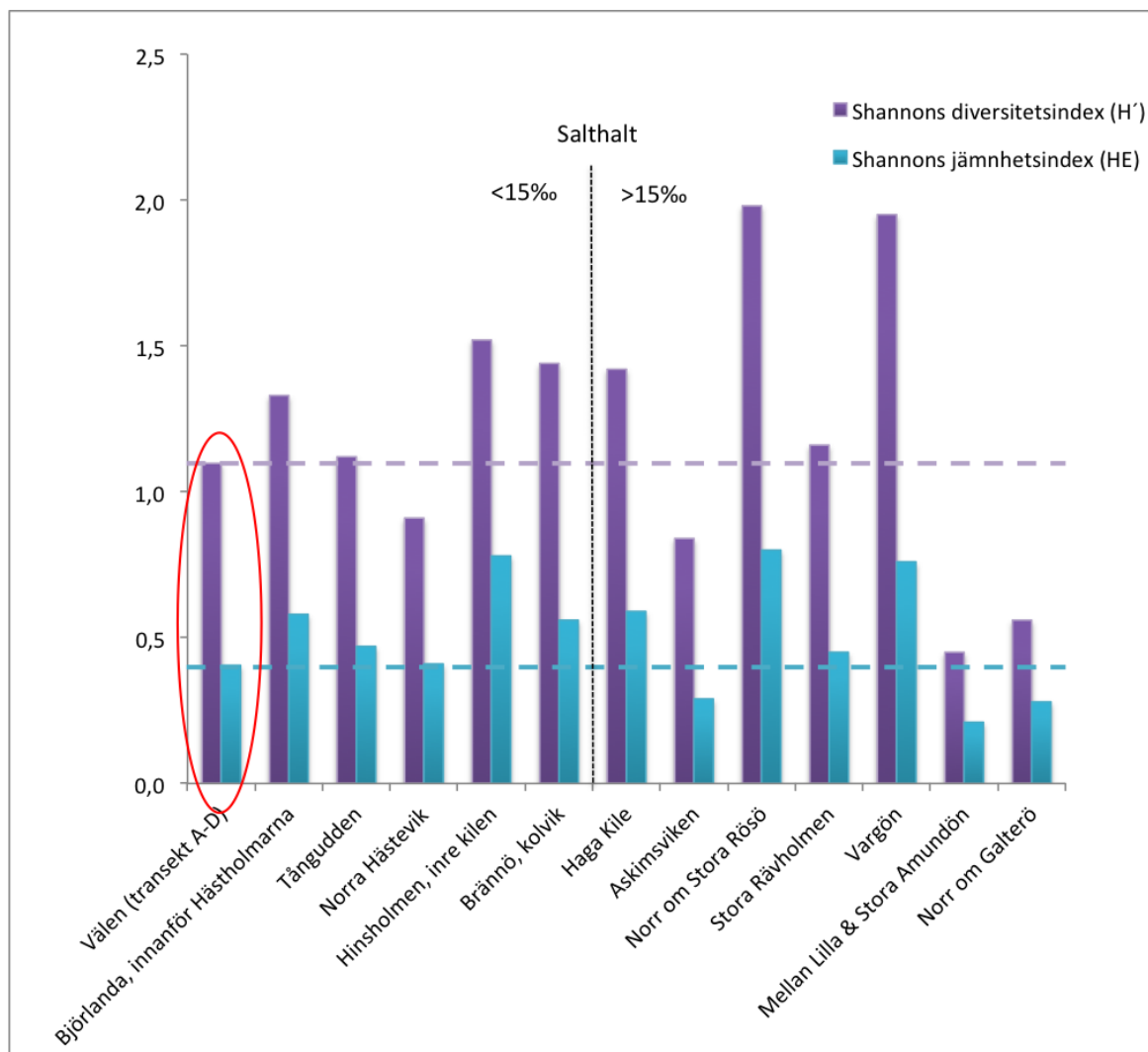
Arter	A		B		C		D	
	1978 (n=1)	2012 (n=3)	1978 (n=3)	2012 (n=3)	1978 (n=3)	2012 (n=3)	1978 (n=3)	2012 (n=3)
<i>Hediste diversicolor</i>	3666	1406	2607	444	8399	311	3651	459
<i>Heterochaeta costata</i>	-	636	-	+	-	+	-	829
<i>Chironomidae</i>	-	-	-	+	-	326	-	+
<i>Corophium volutator</i>	-	+	+	+	237	+	1089	+
<i>Peringia</i> sp.	-	+	+	666	+	7326	2259	4410
<i>Cerastoderma</i> sp.	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Tubificoides benedeni</i>	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mya arenaria</i>	-	+	+	+	+	+	+	444
<i>Polydora cornuta</i>	+	+	+	+	+	+	252	+
Summa	3666	2042	2607	1110	8636	7963	7251	6142

Diversitetsindex

Shannons diversitetsindex (H') utgör ett relativt mått på mångfald och tar hänsyn till antal arter och antal individer av varje art (jämnheten i ett samhälle). Detta innebär att i ett organismsamhälle som består av endast en enskild art är Shannons diversitetsindex noll ($H' = 0$). Vid en ökad diversitet och jämnhet, ökar indexets värde. Shannons jämnhetsindex (HE) visar jämnheten i ett organismsamhälle baserat på individantal per art och anges med ett värde mellan 0 – 1. Ett värde av 1 innebär att organismsamhället har lika många individer per art. Värdet för Shannons diversitetsindex (H') och Shannons jämnhetsindex (HE) kan ses som ett relativt värde. Användandet av dessa båda diversitetsindex ger en mer komplett bild över sammansättningen av arter i ett organismsamhälle jämfört med att endast betrakta artrikedom (antal arter).

Tabell 16. Sammanfattande resultat av bottenfauna i Välen för respektive transekt och för hela Välen. Där utöver redovisas även motsvarande resultat från 12 undersökta grundområde inom Göteborgs kommun (Wikström et al 2013). Resultatet anges som medelvärde ($n=3$) av individtäthet/ m^2 och vikt (våtvikt i g)/ m^2 . I tabellen presenteras också artantal, Shannons diversitetsindex (H'), Shannons jämnhetsindex (HE) samt salthalt.

	Individtäthet/ m^2	Vikt (gvv)/ m^2	Artantal	H'	HE	Salthalt
Välen Transekt A	2161	34	4	0,82	0,59	0,8 ‰
Välen Transekt B	1184	28	4	0,90	0,65	3,5 ‰
Välen Transekt C	8347	147	10	0,57	0,25	2,6 ‰
Välen Transekt D	6586	85	11	1,19	0,50	13,0 ‰
Välen (transekt A-D)	4570	74	15	1,10	0,41	0,8-13 ‰
Björlanda, innanför Hästholmar	25573	191	10	1,33	0,58	2,7 ‰
Norra Hästevik	29150	75	9	0,91	0,41	4,2 ‰
Tångudden	12932	108	11	1,12	0,47	3,1 ‰
Hinsholmen, inre kilen	20723	75	7	1,52	0,78	11,1 ‰
Norr om Stora Rösö	9911	53	12	1,98	0,8	19,5 ‰
Askimsviken	25679	288	19	0,84	0,29	17,2 ‰
Mellan Lilla & Stora Amundön	39830	74	9	0,45	0,21	20,4 ‰
Haga Kile	9222	96	11	1,42	0,59	15,3 ‰
Norr om Galterö	6254	14	8	0,56	0,28	20,5 ‰
Brännö, kolvik	11528	31	13	1,44	0,56	14,3 ‰
Vargön	7579	21	13	1,95	0,76	20,2 ‰
Stora Rävholmen	14527	124	18	1,16	0,45	20,1 ‰



Figur 28. Redovisar Shannons diversitetsindex (H') samt Shannons jämnhetsindex (HE) för Välen samt 12 undersökta grundområde inom Göteborgs kommun (Wikström et al 2013).

8.3 Miljökemiska undersökningar i blåmussla

Totalt studerades upptag av metaller och organiska miljögifter i blåmussla längs fyra transekter (A-D) i Vänenviken med 3 stationer per transekt. Varje station bestod av en bur med 35 musslor som var monterade en och en fördelade på fem nätsektioner. Genom att varje mussla skiljs ifrån övriga har de samma möjlighet till filtrering och exponeringen av varje musselindivid får därmed anses likartad. Blåmusslor har annars en förmåga att ansamlas i en stor klump och det är då sannolikt att exponeringen för eventuella substanser skiljer sig åt mellan musslor i ytterkant av klumpen och de som är invändigt.

Burarna hängde ute från den 22 okt till den 22

nov, därefter analyserades de på lysosomal stabilitet samt vävnadsinnehåll av metaller och organiska miljögifter. Uppmätta halter jämfördes därefter med de halter som fanns i musslorna innan utsättning samt med gränsvärden för livsmedel där sådana fanns. De organiska miljögifterna är fettlösliga och ackumuleras i fettvävnader hos organismer. Av denna anledning bör hänsyn tas till fetthalten hos organismen särskilt vid analys av resultaten för polyklorerade bifenylter (PCB) samt klorerade pesticider. Vid utplacering samt hämtning av musslor hittades även vilda musslor vid två stationer. Dessa sändes på analys med avseende på metylkvicksilver (MeHg) och kommer att refereras till som "Vilda" blåmusslor.

8.3.1 Metaller i blåmussla

Endast Ni och Cu förekommer i avvikande halter. Generellt signifikant högre halter i Välen vid jämförelse med referensmusslor. Inga samband mellan halter i sediment och mussla.

Totalt analyserades vävnad från blåmussla på förekomsten av 10 metaller, av dessa förekom endast nickel och koppar i halter avvikande från klass 1 enligt svenska bedömningsgrunder. Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende metaller i blåmussla redovisas i tabell 17. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna i musselvävnaden. Klassificeringen har i första hand skett enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet i kust och hav (Naturvårdsverket, 1999) där sådana finns, och i andra hand enligt norska

för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03). Halterna av arsenik (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kvicksilver (Hg), bly (Pb) och zink (Zn) motsvarar den naturliga bakgrunden på samtliga stationer. Halterna för dessa metaller ligger inom det spann som påträffats i blåmusslor i Göteborgs skärgård och längs med västkusten (Cato 2006). Detta gäller även för analysen av metylkvicksilver (MeHg) i de vilda musslorna. Dessa resultat redovisas i samma figur som Hg (Figur 29) då Hg vanligtvis förekommer i biota som MeHg. Halterna av MeHg i de vilda musslorna är signifikant högre än vid övriga transekter men de faller ändå inom klass 1 enligt svenska bedömningsgrunder.

Koppar (Cu) och nickel (Ni) visar däremot på förhöjda halter i olika grad och musselstationerna återfinns med avseende på dessa båda metaller inom klass 1-4. Den statistiska analysen vi-

Tabell 17. Koncentrationen av 10 metaller uppmätt i vävnaden hos blåmusslor uthängda i Välen under november månad 2012. Klassning är enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) i första hand, där sådana saknas har norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) använts.

Metaller Valen 2012 MUSSLOR		TS (%)	As Arsenik (mg/kg)	Cd ^a Kadmium (mg/kg)	Co Kobolt (mg/kg)	Cr Krom (mg/kg)	Cu ^a Koppar (mg/kg)	Hg ^a Kvicksilver (mg/kg)	Mn Mangan (mg/kg)	Ni ^a Nickel (mg/kg)	Pb ^a Bly (mg/kg)	Zn Zink (mg/kg)
A3:1	13,9	0,99	0,13	0,06	0,13	1,10	0,010	0,80	0,19	0,10	11,16	
A3:2	14,3	0,98	0,13	0,06	0,12	1,06	0,009	0,71	0,19	0,09	11,73	
A3:3	14,4	0,95	0,12	0,06	0,11	1,07	0,008	0,67	0,20	0,08	11,74	
B2:1	18,5	1,01	0,12	0,06	0,13	3,63	0,008	0,84	0,17	0,10	11,41	
B2:2	18,6	1,05	0,12	0,06	0,14	3,68	0,008	0,88	0,17	0,11	11,64	
B3	14,9	0,92	0,13	0,06	0,28	2,37	0,008	0,89	0,25	0,11	15,20	
C1	17,9	0,95	0,11	0,05	0,16	1,36	0,008	0,78	0,15	0,08	12,48	
C3:1	17,7	0,96	0,09	0,04	0,13	1,61	0,007	0,83	0,13	0,10	9,06	
C3:2	18,6	1,00	0,10	0,04	0,13	1,76	0,007	0,85	0,13	0,10	9,58	
D1:1	13,7	1,08	0,13	0,06	0,31	1,97	0,009	0,83	0,32	0,10	10,97	
D1:2	13,7	1,04	0,13	0,06	0,30	2,11	0,009	0,83	0,32	0,09	11,17	
D2	17,4	0,92	0,11	0,05	0,18	1,45	0,007	0,88	0,16	0,09	9,99	
Ref 1	26	1,19	0,14	0,06	0,13	1,61	0,009	1,15	0,17	0,04	13,49	
Ref 2	26,4	1,22	0,14	0,06	0,12	1,51	0,009	1,12	0,18	0,04	13,09	
Ref 3	26,3	1,20	0,14	0,06	0,13	1,50	0,009	1,12	0,17	0,04	13,36	

MUSSL STATIONER n=12	MEDELVÄRDE	0,99	0,12	0,05	0,18	1,93	0,01	0,82	0,20	0,10	11,34
	STDAV	0,05	0,01	0,01	0,08	0,91	0,00	0,07	0,06	0,01	1,56
	KONFIDENS	0,03	0,01	0,00	0,04	0,51	0,00	0,04	0,04	0,01	0,88
	MAX	1,08	0,13	0,06	0,31	3,68	0,01	0,89	0,32	0,11	15,20
	MIN	0,92	0,09	0,04	0,11	1,06	0,01	0,67	0,13	0,04	9,06
	MEDIAN	0,99	0,12	0,06	0,13	1,69	0,01	0,83	0,18	0,10	11,29

REFERENS n=3	MEDELVÄRDE	1,21	0,14	0,06	0,13	1,54	0,01	1,13	0,17	0,04	13,32
	STDAV	0,02	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,02	0,00	0,00	0,20
	KONFIDENS	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,12
	MAX	1,22	0,14	0,06	0,13	1,61	0,01	1,15	0,18	0,04	13,49
	MIN	1,19	0,14	0,06	0,12	1,50	0,01	1,12	0,17	0,04	13,09
	MEDIAN	1,20	0,14	0,06	0,13	1,51	0,01	1,12	0,17	0,04	13,36

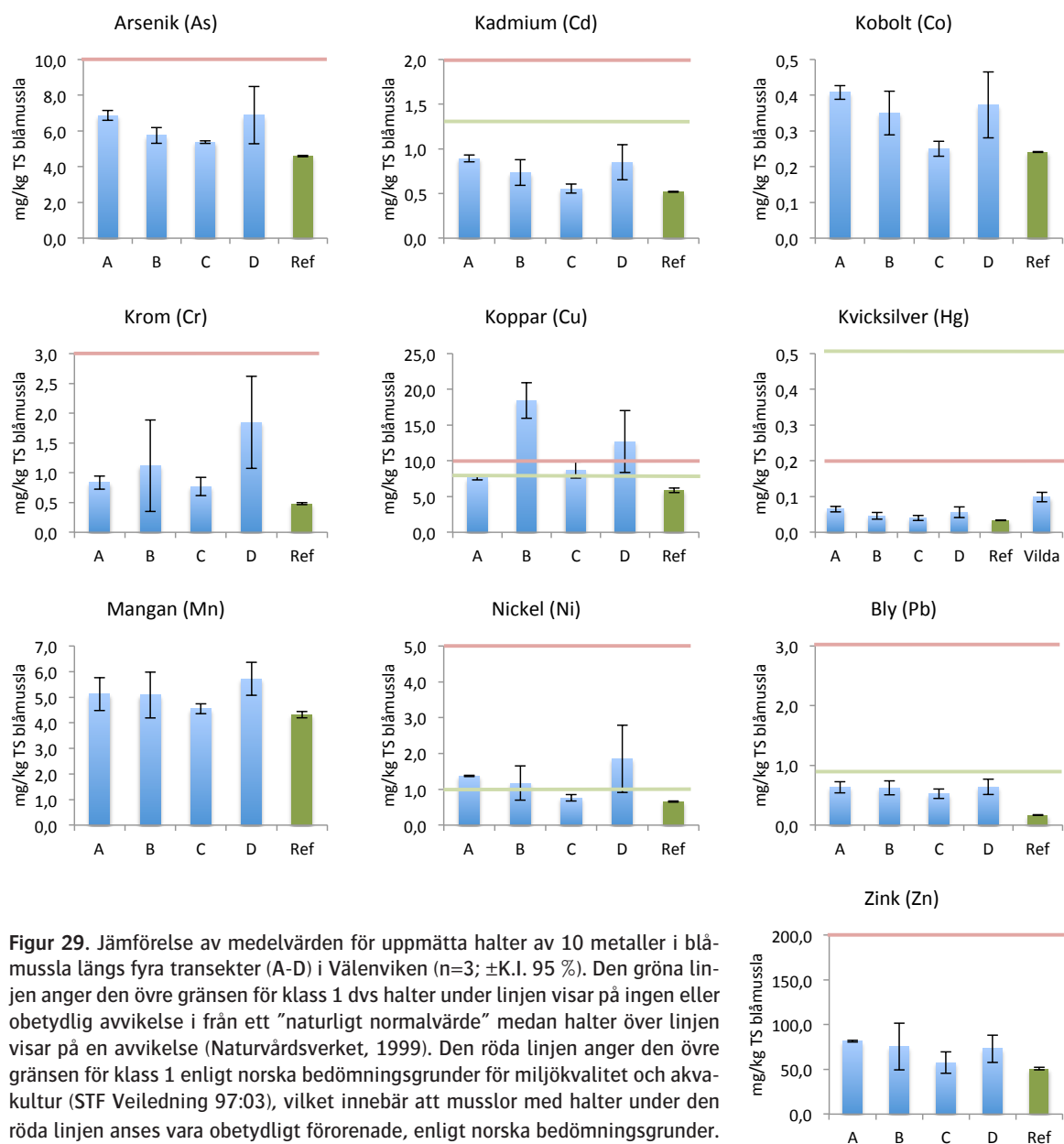
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (mg/kg TS).	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Klass 1 (ingen/obetydlig avvikelse)	<1,30	-	-	-	<8,0	<0,50	-	<1,0	<2,0	
Klass 2 (liten avvikelse)	1,30-1,69	-	-	-	8,0-10,4	0,50-0,65	-	1,0-1,5	2,0-4,0	
*Klass 3 (tydlig avvikelse)	1,69-2,21	-	-	-	10,4-13,6	0,65-0,85	-	1,5-2,0	4,0-7,2	
**Klass 4 (stor avvikelse)	2,21-2,99	-	-	-	13,6-18,4	0,85-1,15	-	2,0-3,0	7,2-13,4	
Klass 5 (mkt stor avvikelse)	>2,99	-	-	-	>18,4	>1,15	-	>3,0	>13,4	
Gränsvärden enligt Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 (mg/kg VV).	-	1,0 mg/kg	-	-	-	0,5 mg/kg	-	-	1,5 mg/kg	-
	Livsmedel med halter av främmande ämnen som överskrider av EU satta gränsvärden får ej släppas ut på marknaden ej heller användas som ingrediens i andra livsmedel.									

Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03) (mg/kg TS).	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)	<10	<2	-	<3	<10	<0,2	-	<5	<3	<200
*Klass 2 (moderat förorenat)	10-30	2-5	-	3-10	10-30	0,2-0,5	-	5-20	3-15	200-400
Klass 3 (tydligt förorenat)	30-100	5-20	-	10-30	30-100	0,5-1,5	-	20-50	15-40	400-1000
Klass 4 (starkt förorenat)	100-200	20-40	-	30-60	100-200	1,5-4,0	-	50-100	40-100	1000-2500
Klass 5 (mkt starkt förorenat)	>100	>40	-	>60	>200	>5,0	-	>100	>100	>2500

I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa slårmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i musselvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalité som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalité som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmätts anses inte lämpliga för akvakultur.

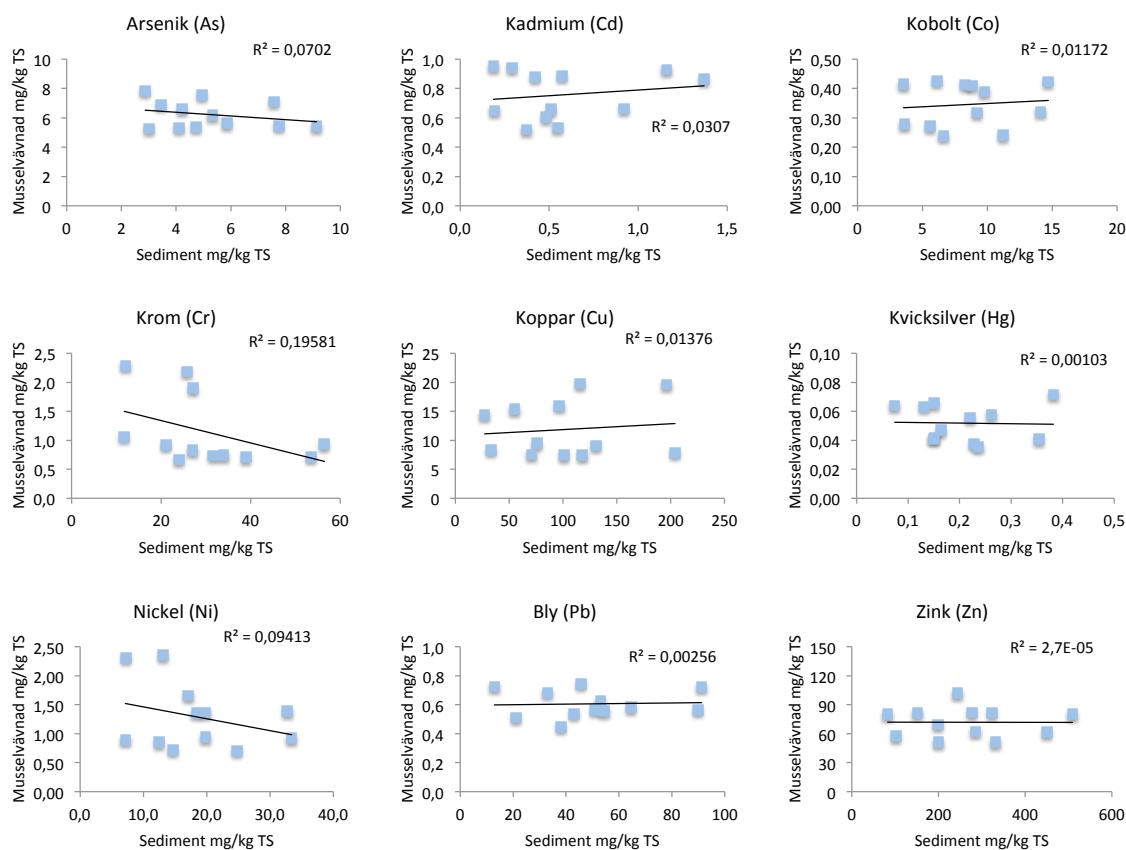
sar på att det finns signifikanta skillnader inom Välen för alla metaller utom mangan, zink och i viss mån även As (Tabell 18; Figur 29). Anova-analysen för As tyder på signifikanta skillnader mellan referensmusslor och transekterna A och D, data är dock inte homogena, vilket medför en risk att dra felaktiga slutsatser dvs antagandet om en signifikant skillnad där ingen finns. De lägsta halterna har genomgående uppmätts, för alla metaller, i referensmusslorna och signifikanta skillnader ses vid jämförelse med transekt A och D för merparten av metallerna som har uppvisat ett signifikant p-värde. För nickel, en av metallerna som uppvisade förhöjda halter enligt de svenska bedömningsgrunderna, är halten i musselvävnad

signifikant lägre vid transekt C än vid övriga transekter. För koppar, den andra av de metaller som uppvisar förhöjda halter jämfört med bedömningsgrunderna, ses signifikant lägre halter vid transekt A än B och D, samt lägre halter vid C än vid B. Att kopparhalterna är förhöjda hos blåmusslorna kan möjligen kopplas till de förhöjda halterna i sedimenten. Gjorda linjära regressionsanalyser mellan kopparhalterna i musslorna och i sedimentet visar på att ett sådant samband saknas ($p=0,717$). Det samma gäller också för övriga metaller dvs korrelationskoefficienten (R^2) varierar mellan 0,0-0,2 vilket representerar ett dåligt eller ingetsamband (Figur 30; Tabell 19).



Tabell 18. Statistisk variansanalys för metaller i blåmussla har skett genom en-vägs-ANOVA där data som varit heterogena har transformerats för att uppnå homogenitet. Signifikanta skillnader mellan transekter finns då P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader i halten bly mellan referensen (R) och alla transekter (A, B, C och D) men inte mellan transekterna. Observera att homogena data ej kunde uppnås för arsenik och det finns en risk att dra felaktiga slutsatser om en signifikant skillnad där ingen föreligger.

Metaller i mussla	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D	Referens R
Arsenik (As)	ej homogena	0,007	- - - (R)	- - - -	- - - -	- - - (R)	(A) - - (D)
Kadmium (Cd)	-	0,003	- C - R	- C - -	A B D -	- - C R	A - - D
Kobolt (Co)	-	0,003	- C - R	- C - R	A B D -	- - C R	A B - D
Krom (Cr)	-	0,029	- - D -	- - - -	- - - -	A - - R	- - - D
Koppar (Cu)	1/x ²	0,000	B - D R	A C - R	- B - R	- - - R	A B C D
Kviksilver (Hg)	-	0,005	B C - R	A - - -	A - - -	- - - R	A - - D
Mangan (Mn)	-	0,053	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -
Nickel (Ni)	1/x ²	0,001	- C - R	- C - R	A B D -	- - C R	A B - D
Bly (Pb)	-	0,000	- - - R	- - - R	- - - R	- - - R	A B C D
Zink (Zn)	-	0,072	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -



Figur 30. Sambandet mellan analyserade metaller i vävnad från blåmussla och metallhalt i Värens ytsediment 2012 (n=12) inklusive korrelationskoefficienten R^2 .

Tabell 19. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan analyserade metaller i blåmusselvävnad och Värens ytsediment 2012 (n=12). Linjärt samband saknas då P-värdet är högre än 0,05 för alla metaller.

MUSSLOR	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
R^2	0,07	0,03	0,01	0,20	0,01	0,00	0,09	0,00	0,00
P-värde	0,405	0,574	0,752	0,150	0,717	0,985	0,333	0,865	0,987

8.3.2 Polyklorerade bifenyl (PCB) i blåmussla

Moderat förorenade musslor med signifikant högre halter i Välen vid jämförelse med referensmusslor. Tydligt samband mellan halter i sediment och mussla av PCB 52, PCB 101 och PCB118.

Halterna av PCB är förhöjda vid samtliga stationer jämfört med referensmusslorna och av de sju analyserade PCBerna, var det endast PCB 28 som inte kunde detekteras i blåmusselvävnaden.

Svenska bedömningsgrunder för PCB i musslor saknas men vid jämförelse av sumPCB₇ med norska bedömningsgrunder för miljö kvalitet och akvakultur så faller samtliga stationer i Välen inom klass 2 dvs moderat förorenade medan halterna i referensmusslorna återfinns inom klass 1 dvs obetydligt/lite förorenade. Detta innebär vid klassning av vattenkvalitet för akvakultur att Välen inte lämpar sig för musselodling. Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende polyklorerade bifenyl (PCB) i blåmussla redovisas i tabell 20. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljö kvaliteten med avse-

ende på halterna enligt norska bedömningsgrunder för miljö kvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) då svenska saknas. I tabellen återfinns dessutom gränsvärden för sumPCB₆ satta av EU (förordning (EG) 1259/2011) samt gränsvärden för PCB 153 satta av Livsmedelsverket (SLVFS 1993:36) i fiskeriprodukter. Produkter där dessa halter överskrider anses inte vara tjänliga som människoföda enligt 5§ i livsmedelslagen (1971:511) och får inte saluföras.

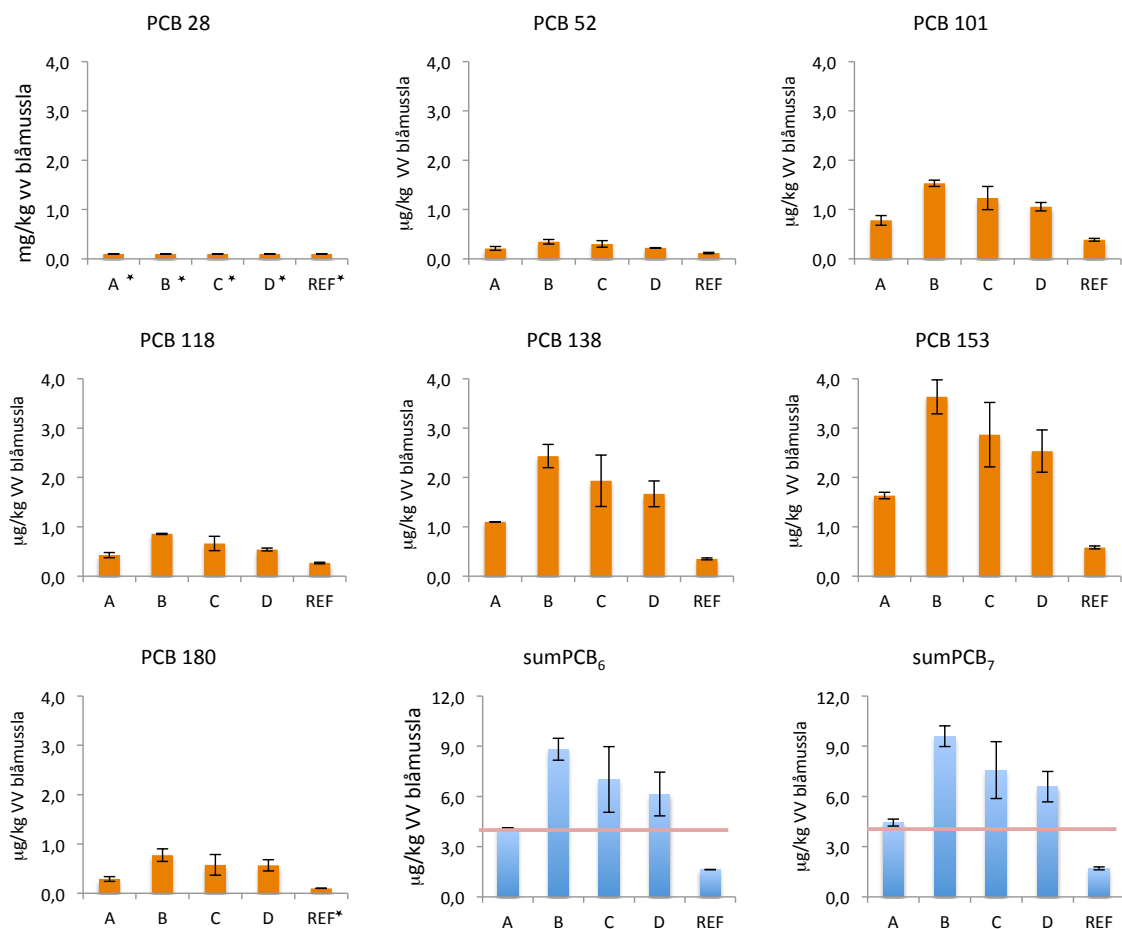
Statistisk analys av referensmusslor samt musslor från de olika transekterna A-D visar på signifikanta skillnader mellan transekter och referensmusslor för alla detekterade PCB-kongener, sumPCB₆ samt sumPCB₇ (Tabell 21, Figur 31). Halten PCB i musslorna som har varit utplacerade i Välen är signifikant högre för alla kongener och nästan alla transekter vid jämförelse med referensmusslorna. Det är endast för kongenerna PCB 52 och PCB 180 som resultaten skiljer sig något då ingen signifikant skillnad finns mellan transekt A och referens avseende PCB 180, och transekt D och referens avseende PCB 52. Det genomgående mönstret är att de högsta halter-

Tabell 20. Koncentrationen av sju PCB-kongener, sumPCB₆ och sumPCB₇ i Musslor uthängda i Välen under november månad 2012. Klassning är enligt norska bedömningsgrunder för miljö kvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03).

PCB Välen 2012 MUSSLOR	Fett %	PCB 28 µg/kg	PCB 52 µg/kg	PCB 101 µg/kg	PCB 118 µg/kg	PCB 138 µg/kg	PCB 153 µg/kg	PCB 180 µg/kg	Sum PCB ₆ µg/kg	Sum PCB ₇ µg/kg
A2	1,5	<0,1	0,25	0,88	0,48	1,10	1,70	0,24	4,27	4,65
A3:1	1	<0,1	0,19	0,72	0,40	1,10	1,60	0,32	4,03	4,33
A3:2	1,6	<0,1	0,19	0,74	0,40	1,10	1,60	0,31	4,04	4,34
B1	-	<0,1	0,38	1,50	0,85	2,20	3,30	0,65	8,13	8,98
B2:1	1,1	<0,1	0,36	1,60	0,87	2,50	3,70	0,80	9,06	9,83
B3	0,88	<0,1	0,30	1,50	0,85	2,60	3,90	0,87	9,27	10,00
C1	0,76	<0,1	0,24	1,00	0,52	1,40	2,20	0,48	5,42	5,84
C2	2	<0,1	0,36	1,40	0,77	2,20	3,20	0,46	7,72	8,39
C3	1,2	<0,1	0,31	1,30	0,70	2,20	3,20	0,79	7,90	8,50
D1:1	0,91	<0,1	0,22	1,10	0,56	1,80	2,70	0,62	6,54	7,00
D1:2	0,85	<0,1	0,22	1,10	0,55	1,80	2,80	0,63	6,65	7,10
D2	1,5	<0,1	0,23	0,97	0,51	1,40	2,10	0,45	5,25	5,66
Ref 1	1,8	<0,1	0,11	0,39	0,27	0,37	0,57	<0,1	1,64	1,71
Ref 2	1,6	<0,1	0,13	0,41	0,28	0,34	0,61	<0,1	1,69	1,77
Ref 3	1,6	<0,1	0,11	0,36	0,25	0,34	0,56	<0,1	1,57	1,62

Gränsvärden enligt Kommissionens förordning (EG) nr 1259/2011 samt Livsmedelsverkets föreskrift 1993:36.	-	-	-	-	100 µg/kg	-	75 µg/kg	-
	Livsmedel med halter av främmande ämnen som överskrider av EU satta gränsvärden får ej släppas ut på marknaden ej heller användas som ingrediens i andra livsmedel.							

Norska bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Veiledning 97:03)	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Sum PCB ₆	Sum PCB ₇
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	<4
Klass 2 (moderat förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	4-15
Klass 3 (tydligt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	15-40
Klass 4 (starkt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	40-100
Klass 5 (mkt starkt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	>100
I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljö kvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i musselvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmäts anses inte lämpliga för akvakultur.									



Figur 31. Jämförelse av medelvärden för uppmätta halter av 7 PCB-kongener, sumPCB₆ samt sumPCB₇ i blåmussla längs fyra transekter (A-D) i Vänern (n=3; ±K.I. 95 %). Transekter där halten ligger under rapporteringsgränsen har markerats med en stjärna (*). Rött streck anger den övre gränsen för klass 1 utifrån sumPCB₇ enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03). Halter över denna gräns visar på en vattenkvalitet som inte lämpar sig för musselodling.

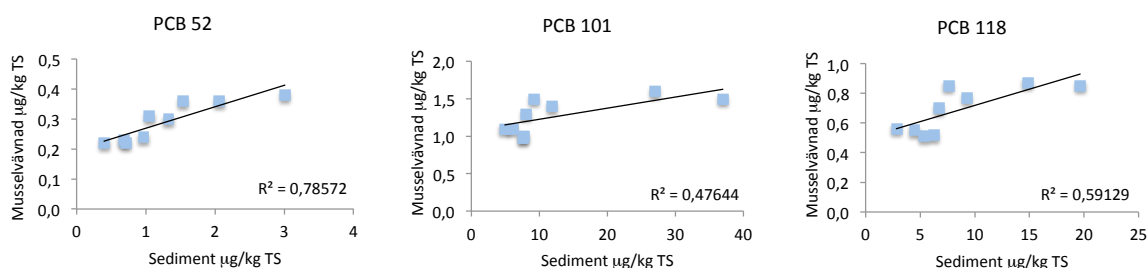
Tabell 21. Statistisk variansanalys av PCB i blåmussla har skett genom en-vägs-ANOVA där data som varit heterogena har transformerats för att uppnå homogenitet. Halten PCB i blåmussla skiljer sig signifikant mellan transekter där P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). Ämne som inte har detekterats har angivits med nd (no detected). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader i halten sumPCB₇ mellan referensen och alla transekter, och mellan alla transekter utom mellan C och D.

PCB i mussla	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D	Referens R
PCB 28	nd	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -
PCB 52	-	0,0006	B C - R	A - D R	A - D R	- B C -	A B C -
PCB 101	ln	0,0001	B C D R	A C D R	A B - R	A B - R	A B C D
PCB 118	1/x	0,0001	B C D R	A - D R	A - - R	A B - R	A B C D
PCB 138	1/x	0,0001	B C D R	A - - R	A - - R	A - - R	A B C D
PCB 153	-	0,0001	B C D R	A C D R	A B - R	A B - R	A B C D
PCB 180	-	0,0002	B C D -	A C D R	A B - R	A B - R	- B C D
sum PCB ₆	-	0,0002	B C D R	A C D R	A B - R	A B - R	A B C D
sum PCB ₇	ln	0,0001	B C D R	A C D R	A B - R	A B - R	A B C D

na av PCB återfinns vid transekt B för att sedan minska signifikant vid transekt D, detta gäller alla PCB-kongener utom PCB 138. Även mellan transekt B och C ses en signifikant minskning för flertalet PCB-er såsom 101, 153, 180 och detta gäller även för sumPCB₆ och sumPCB₇. Mellan transekt C och D ses en tendens till minskning för de flesta kongenerna men den är endast signifikant för PCB 52. Halterna av PCB vid transekt A är genomgående signifikant lägre vid jämförelse med övriga transekter och PCB-kongener. Det är endast mellan transekt A och D för PCB 52 som ingen signifikant skillnad kan observeras.

Att halterna PCB är förhöjda i musslorna som varit utsatta i Välen beror sannolikt på de höga halterna av PCB som förekommer i sedimenten, vilket också bekräftas av regressionsanalyser mellan musselvävnad och sediment från transekterna B, C och D för kongenerna PCB 52, PCB 101

och PCB 118 (Figur 32; Tabell 22). Korrelationskoefficienten (R^2) varierar mellan 0,48-0,79 vilket visar på att 48-78% av variationen av nämnda PCB-kongener i vävnad hos blåmussla förklaras av innehållet i sedimentet då $P < 0,005$. Det linjära sambandet för övriga PCB-kongener samt sumPCB₇ mellan musslor och sediment längs transekterna B, C och D varierar mellan måttligt till dåligt. Resultaten från transekt A har utesluts i regressionsanalysen pga att PCB i musslorna var signifikant lägre vid jämförelse med musslor från transekt B, C och D samtidigt som halterna i sedimentet var extremt höga. Dödligheten hos musslorna vid transekt A var dessutom betydligt högre än vid övriga transekter vilket sannolikt beror på en mycket låg salthalt. Detta kan ha lett till att musslorna inte har filtrerat lika stor mängd vatten som vid övriga transekter och därigenom inte haft samma upptagshastighet.



Figur 32. Sambandet mellan PCB 52, PCB 101 och PCB118 i musselvävnad respektive Värens ytsediment 2012 (n=9).

Tabell 22. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan analyserade PCB-kongener i blåmusselvävnad och Värens ytsediment 2012 (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras med röd text.

MUSSLOR	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB180	sumPCB ₇
R^2	-	0,78	0,48	0,59	0,21	0,22	0,03	0,29
P-värde	-	0,001	0,039	0,016	0,211	0,201	0,652	0,136

8.3.3 Klorerade pesticider i blåmussla

Moderat förorenade av HCB med förhöjda halter vid alla stationerna utom i referensen. Låga halter av två metaboliter till DDT, vilka var signifikant högre i flera transekter vid jämförelse med referens. Tydligt samband mellan HCB och sumDDT i sedimenten.

Totalt analyserades 22 st klorerade pesticider, av dessa kunde halter över rapporteringsgränsen endast upptäckas för Hexaklorbensen (HCB) samt o,p'-DDD, p,p'-DDD, p,p'-DDE, vilka alla är olika isomerer av nedbrytningsprodukter till DDT.

Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende klorerade pesticider i blåmussla redovisas i tabell 23. Observera att endast ämnesgrupper som har detekterats i mussel- alternativt fiskvävnad redovisas i tabellen. Klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna har skett enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03).

Halter av HCB uppmättes vid alla stationerna men ej i referensmusslorna vilket tyder på att musslorna som placerades ut blev exponerade för HCB i Välen. Gällande DDT så detekterades nedbrytningsprodukterna o,p'-DDD, p,p'-DDD och p,p'-DDE. o,p'-DDD, o,p'-DDD återfanns endast vid fyra stationer, 3 längs B-transekten och en längs C-transekten. o,p'-DDE återfanns

vid alla tolv stationerna men inte i referensmusslorna, p,p'-DDE återfanns däremot i alla prover dvs även i referensmusslorna. Vid jämförelse med norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur så klassas samtliga stationer i Välen, utifrån HCB, som klass 2 dvs moderat förorenade, vilket innebär att området har en försämrad vattenkvalité och inte lämpligt för musselodlingar, medan halterna HCB i referensmusslorna återfinns inom klass 1 dvs obetydligt/lite förorenade. Vid klassning utifrån sumDDT, dvs summan av DDT och dess nedbrytningsprodukter, återfinns alla stationer inklusive referensmusslor inom klass 1 dvs obetydligt/lite förorenat, vilket innebär att vattenkvaliteten med avseende på summan DDT är god.

Statistisk analys av referensmusslor samt musslor från de olika transekterna A-D visar på signifikanta skillnader mellan transekter och referensmusslor för HCB, p,p'-DDE, p,p'-DDD och sumDDT (Tabell 24; Figur 33). Halterna av HCB i musslorna som har varit utplacerade i Välen är signifikant högre vid transekterna B och C vid jämförelse med transekt A och D samt referensmusslorna. Det genomgående mönstret är att de högsta halterna återfinns vid transekt B för att sedan minska signifikant vid transekt D. Även mellan transekt B och C ses en tendens till minskning men den är inte signifikant. Halterna vid transekt A är som för PCB signifikant lägre vid jämförelse

Tabell 23. Koncentrationen av hexaklorbensen (HCB) samt DDT och dess nedbrytningsprodukter i musslor uthängda i Välen under november månad 2012. Klassning är enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03).

Välen 2012 MUSSLOR	Fett %	HCB µg/kg	HCH alfa µg/kg	HCH beta µg/kg	HCH gamma µg/kg	HCH summa µg/kg	o,p'-DDT µg/kg	p,p'-DDT µg/kg	o,p'-DDD µg/kg	p,p'-DDD µg/kg	o,p'-DDE µg/kg	p,p'-DDE µg/kg	DDT summa µg/kg
A2	1,5	0,13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,18	<0,1	0,41	0,99
A3:1	1	0,11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,15	<0,1	0,28	0,83
A3:2	1,6	0,12	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,16	<0,1	0,27	0,83
B1	-	0,20	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	0,10	0,33	<0,1	0,63	1,36
B2:1	1,1	0,22	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	0,10	0,33	<0,1	0,49	1,22
B3	0,88	0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	0,10	0,29	<0,1	0,45	1,14
C1	0,76	0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,22	<0,1	0,36	0,98
C2	2	0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	0,10	0,29	<0,1	0,44	1,13
C3	1,2	0,15	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,25	<0,1	0,38	1,03
D1:1	0,91	0,11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,20	<0,1	0,28	0,88
D1:2	0,85	0,12	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,20	<0,1	0,29	0,89
D2	1,5	0,13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,18	<0,1	0,32	0,90
Ref 1	1,8	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,29	0,79
Ref 2	1,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,30	0,80
Ref 3	1,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,27	0,77

Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03)	HCB	alfa HCH	beta HCH	gamma HCH	Sum HCH	o,p'-DDT	p,p'-DDT	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDE	p,p'-DDE	Sum DDT
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)	<0,1	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	<2
Klass 2 (moderat förorenat)	0,1-0,3	-	-	-	1-3	-	-	-	-	-	-	2-5
Klass 3 (tydligt förorenat)	0,3-1,0	-	-	-	3-10	-	-	-	-	-	-	5-10
Klass 4 (starkt förorenat)	1,0-5,0	-	-	-	10-30	-	-	-	-	-	-	10-30
Klass 5 (mkt starkt förorenat)	>5	-	-	-	>30	-	-	-	-	-	-	>30

I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i musselvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmäts anses inte lämpliga för akvakultur.

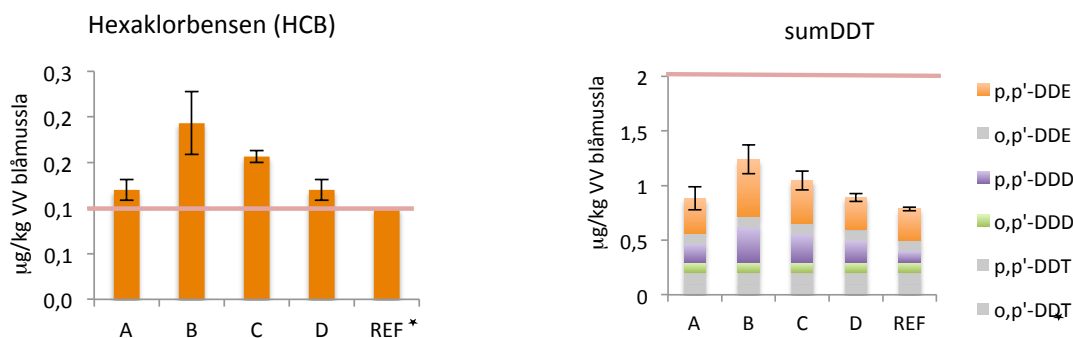
Tabell 24. Statistisk variansanalys av klorerade pesticider i blåmussla har skett genom en-vägs-ANOVA där data som varit heterogena har transformerats för att uppnå homogenitet. Halten av klorerade pesticider i blåmussla skiljer sig signifikant mellan transekter där P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). Ämne som inte har detekterats har angivits med nd (no detected). I tabellen presenteras även mellan vilka transekter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader för ppDDE endast mellan transekt B och övriga transekter samt referensen.

Klorerade pesticider	Transformation	P-värde	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D	Referens R
HCB	ln	0,0003	B C - -	A - D R	A - D R	- B C -	- B C -
sum HCH	nd	-	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -	- - - -
ppDDD	-	0,0001	B C - R	A C D R	A B D R	- B C R	A B C D
ppDDE	-	0,0032	- B - -	A C D R	- B - -	- B - -	- B - -
sum DDT	-	0,0002	B - - -	A C D R	- B D R	- B C -	- B C -

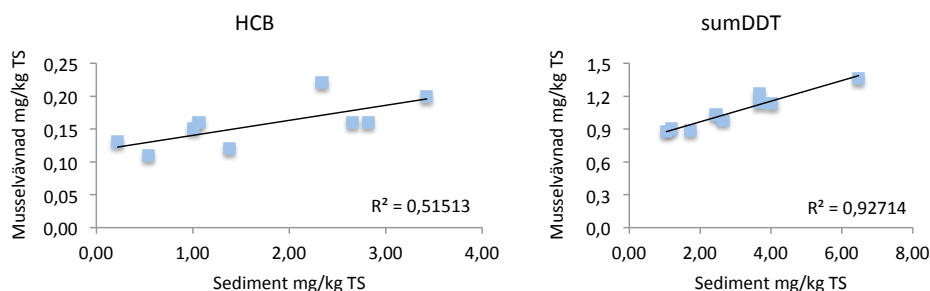
med transekt B och C, men skiljer sig däremot inte ifrån transekt D och referensmusslorna. HCB i sedimentet är dock högst vid transekt A varför det lägre innehållet i musslorna i detta område tros bero på extremt dåliga levnadsförhållanden för blåmusslor, exempelvis var saliniteten vid utsättandet av musslorna endast 0,8 psu. Ett liknande mönster ses för sumDDT där halterna är signifikant högre vid transekt B jämfört med övriga transekter och referensmusslorna. Även transekt C skiljer sig signifikant mot transekt B, D och referensmusslor. Inga skillnader ses mellan transekterna A, B och referensmusslorna. Avseende nedbrytningsprodukterna till DDT så ses nästan genomgående signifikanta skillnader mellan alla transekter och referensmusslor för p,p'-

DDD. För p,p'-DDE skiljer sig endast transekt B signifikant ifrån övriga.

För att studera om det finns ett linjärt samband mellan HCB och sumDDT i musselvävnaden respektive i sedimentet så har även en regressionsanalys utförts. Även här har resultaten från transekt A uteslutits i analysen främst pga misstanken att dessa musslor har varit under en större stress än musslor vid övriga transekter. Resultaten visar att 51 % av variationen i HCB ($p=0,029$) och 93 % för sumDDT ($p=0,000$) beror på innehållet i sedimentet (Figur 34). Även hexaklorhexan har analyserats i blåmusselvävnaden men då inga halter överskridande rapporteringsgräns har detekterats så kommer inte HCH att kommenteras ytterligare.



Figur 33. Jämförelse av medelvärden för uppmätta halter av hexaklobensen (HCB), samt sumDDT i blåmussla längs fyra transekter (A-D) i Välenviken (n=3; $\pm$ K.I. 95 %). Transekter där halten ligger under rapporteringsgränsen har markerats med en stjärna (*). Rött streck anger den övre gränsen för klass 1 enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) utifrån respektive parameter. Halter över denna gräns visar på en vattenkvalitet som inte lämpar sig för musselodling.



Figur 34. Sambandet mellan HCB och sumDDT i musselvävnad respektive Värens ytsediment 2012 (n=9).

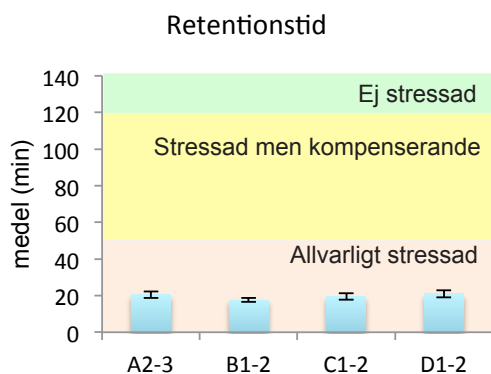
8.3.4 Lysosomal stabilitet hos blåmussla

Tydliga tecken på allvarlig stress.

Totalt 10 musselindivider från station två och tre på transekt A och station ett och två på transekt C, B och D analyserades med avseende på lysosomal stabilitet. Storleksintervallet på musslorna som analyserades var 5,5-7,5 cm och medelstorleken på musslorna för varje transekt som analyserades varierade mellan 6,6-7,0 cm. Värdena för retentionstiden (RT) dvs den tid det tog för >50 % av cellerna i ett prov att uppvisa någon form av avvikelse var högst vid transekt D med $21,0 \pm 2,0$ (K.I. 95 %) minuter och lägst vid transekt B med $17,6 \pm 1,0$ (K.I. 95 %) minuter. Detta innebär att alla musslorna faller inom RT-intervallet 0-50 minuter och anses därmed vara allvarligt stressade (Figur 35).

För att studera eventuella skillnader mellan transekter utfördes statistisk variansanalys genom en en-vägs ANOVA, där data först testades för homogenitet med Cochrans test. Resultaten från ANOVA-testen visade att signifikanta skillnader i RT för de olika transekterna saknades ($p=0,06$).

Analys gjordes även av musslornas längd för att undersöka att en eventuell variation i storlek inte påverkat resultatet då filtreringshastigheten kan variera med storlek (Haamer; 1996). Längddata analyserades enligt ovan och resultatet visade på att signifikanta skillnader i musslornas längd mellan transekter saknades ($p=0,45$).



Figur 35. Medelretentionstid för lysosomstabilitet i blåmussla från transekt A, B, C och D ($n=10$, $\pm$ K.I. 95 %). Bakgrundsfärg i figuren visar klassning av blåmusslans hälsostatus.

8.3.5 Allmän kondition hos blåmussla

Dödligheten var 82 % vilket tros vara en effekt av den låga salthalten. Inga signifikanta skillnader i dödlighet eller fetthalt hos musslorna kan ses mellan transekter.

Musslorna som sattes ut i Välen härstammar från en av Scanfjords KRAV-godkända musselodlingar. I samband med montering i burarna kontrollerades konditionen hos varje enskild individ och musslor som var dåliga alternativt trasiga användes ej. Detta för att säkerställa god kvalitet på använda musslor.

Därefter placerades musslorna i Välen för att under en månads tid filtrera vatten. Vid utsättning och intag av musselburarna mättes även salthalten i Välen och denna visade sig variera varierade mellan 0,8-3,5 psu för transekt A, B och C för att vara något högre vid den yttre transekten D med en variation mellan 3,2-13, vilket innebär en mycket negativ stress på musslorna (Moore *et al.* 1980; Bayne *et al.* 1976; Bayne *et al.* 1978). Riisgård *et al.* 2013 har dessutom påvisat att musslornas filtreringskapacitet påverkas negativt av låga salthalter där filtrationshastigheten hos musslor som exponeras för 5 psu är mycket låg och att blåmusslor inte kan anpassa sig till så låg salinitet. Detta är sannolikt orsaken till att många av de utsatta musslorna visade sig vara döda vid upptaget (Tabell 25). Av totalt 12 uthängda burar med 35 musslor i varje återfanns 11 burar. Av de 385 individerna som var fördelade på dessa burar överlevde 71 st dvs 18 % av uthängda musslor. Variationen av hur många musslor som överlevde vid

Tabell 25. Visar hur många musslor av 35 individer som överlevde vid varje station samt fetthalt för de stationer där det har funnits tillräckligt med material för analys av denna parameter.

Välen Station	Antal levande	Fetthalt (%)
A1	0	-
A2	3	1,5
A3	8	1,6
B1	2	-
B2	16	1,1
B3	5	0,88
C1	6	0,76
C2	5	2
C3	9	1,2
D1	8	0,91
D2	9	1,5
D3	-	-
REF 1	-	1,8
REF 2	-	1,6
REF 3	-	1,6

varje station varierade mellan 0 och 16 individer. Överlevnad per transekt var i medeltal 3,7-8,5 individer, där 3,7 individer representerade transekt A och 8,5 individer representerade transekt D. Trots att mer än dubbelt så många överlevde vid transekt D än vid transekt A så ses vid statistisk variansanalys ingen signifikant skillnad i graden av överlevnad mellan transekter ($p=0,57$).

Då musslorna uppenbarligen har mått dåligt i denna miljö så har även en variansanalys utförts av fetthalt hos upptagna musslor samt referensmusslor. Analysen påvisar dock inga signifikanta skillnader i fetthalten hos musslorna ($p=0,34$). Att inga skillnader kan upptäckas i fetthalten kan dock bero på att musslornas aktivitet vanligtvis minskar under de kalla vintermånaderna, varför det kan vara svårt att se en skillnad på en månad.

8.4 Miljökemiska undersökningar i fisk

Totalt fiskades sex fiskarter; skrubba, vitling, ål, torsk, tånglake och rötsimpa, med ryssja i Välen. Metaller analyserades i alla arter men endast adult fisk av skrubba, vitling och ål analyserades på organiska miljögifter. För kunna göra en bedömning av resultaten så har såväl svenska som norska bedömningsgrunder används och i vissa fall har även gränsvärden satta av Livsmedelsverket alternativt EU angivits. Gränsvärden för metaller i filé har huvudsakligen hämtats från de svenska bedömningsgrunderna för miljökvalitet i kust och hav (Naturvårdsverket, 1999). En brist i dessa är dock att värdena är satta endast för tånglake. De norska bedömningsgrunderna för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) kompletterar dock de svenska något då de innefattar kvicksilver i torskfilé. För kvicksilver, kadmium och bly finns det även maximala gränsvärden satta av EU (förordning (EG) 1881/2006) samt enligt Livsmedelsverket satta gränsvärde för Hg och Pb i barnmat (LIVSFS 1993:36). Avseende svenska bedömningsgrunder för organiska miljögifter så finns det för ett flertal ämnen. Dessa fokuserar dock på innehållet i levern och huvudsakligen i Östersjöfisk. Då denna studie har fokuserat på den del som vanligen konsumeras dvs filén så har användandet av de norska bedömningsgrunderna ansetts mera lämpligt då dessa tar upp förekomst i filé från både skrubba och torsk. Bedömningar

av de polyklorerade bifenylerna (PCB) har dessutom gjorts utifrån gränsvärden för sumPCB₆ satta av EU (förordning (EG) 1259/2011) samt gränsvärden för PCB 153 satta av Livsmedelsverket (SLVFS 1993:36) för fiskeriprodukter.

8.4.1 Metaller i fisk

Filé från ål, rötsimpa, vitling, torsk och tånglake anses som otjänligt livsmedel för barn på grund av höga halter av Hg och Pb. Vidare observerades mycket förhöjda halter av As. Rötsimpa var den art som de högsta halterna vanligen observerades i, medan de lägsta halterna oftast fanns i skrubba, vitling eller ål.

Totalt analyserades filen hos sex fiskarter; skrubba, vitling, ål, torsk, tånglake och rötsimpa på förekomsten av 10 metaller. Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende metaller i fisk redovisas i tabell 26. I tabellen redovisas även klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna i muskelvävnaden. Endast arsenik (As), kobolt (Co), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), mangan (Mn) och zink (Zn) detekterades i alla arterna. Kadmium (Cd) återfanns inte hos någon medan krom (Cr), nickel (Ni) och bly (Pb) detekterades hos torsk, tånglake och rötsimpa. Bly återfanns även hos vitling. Av analyserade metaller förekom endast As, Hg och Pb i halter avvikande från klass 1, enligt svenska bedömningsgrunder för tånglakefilé. Anmärkningsvärt är att livsmedelsverkets gränsvärde för Hg och Pb i barnmat om 0,05 mg/kg vv (LIVSFS 1993:36) överskrids. Halten Hg är förhöjt i filén från ål och rötsimpa medan halten Pb är förhöjd i filén från vitling, torsk och tånglake. Detta innebär att fisken med avseende på innehållet av Hg och Pb inte bör ges till barn då den anses som otjänlig föda. För sex av nio tungmetaller har de högsta halterna observerats i rötsimpa medan de lägsta halterna vanligen har observerats i skrubba, vitling eller ål.

Statistisk analys genom en-vägs-ANOVA har utförts för alla metaller för att studera signifikanta skillnader i belastning av tungmetaller mellan analyserade fiskarter. Dock kommer endast analyser gjorda för metaller som visar på förhöjda halter utifrån bedömningsgrunder att diskuteras mer ingående. P-värde och mellan vilka arter som

Tabell 26. Koncentrationen av 10 metaller uppmätta i filén hos skrubba, vitling, ål, torsk, tånglake och rötsimpa vilka fångades med ryssja i Välen under november månad 2012. Klassning är huvudsakligen enligt svenska bedömningsgrunder för tånglake (Naturvårdsverket, 1999) men tabellen innehåller även norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) samt maximala gränsvärden satta av EU (förordning (EG) 1881/2006) för kadmium, kvicksilver och bly.

Metaller Välen 2012 FISKFILE	TS (%)	As ^S Arsenik (mg/kg VV)	Cd ^S Kadmium (mg/kg VV)	Co Kobolt (mg/kg VV)	Cr Krom (mg/kg VV)	Cu ^S Koppar (mg/kg VV)	Hg ^{SNE} Kvicksilver (mg/kg VV)	Mn Mangan (mg/kg VV)	Ni ^S Nickel (mg/kg VV)	Pb ^S Bly (mg/kg VV)	Zn Zink (mg/kg VV)
Skrubba 1	21,1	0,95	<0,001055	0,00	<0,00633	0,14	0,02	0,07	<0,00844	<0,00844	5,51
Skrubba 2	21,3	0,88	<0,001065	0,00	<0,00639	0,18	0,02	0,09	<0,00852	<0,00852	5,84
Skrubba 3	21,4	1,06	<0,001284	0,00	<0,00856	0,24	0,03	0,11	<0,0107	<0,0107	5,03
Vitling 1	18,8	0,92	<0,00094	0,00	<0,00564	0,42	0,01	0,35	<0,00752	0,08	6,45
Vitling 2	18,4	1,07	<0,00092	0,00	<0,00552	0,39	0,01	0,34	<0,00736	0,07	6,27
Vitling 3	19	1,11	<0,00095	0,00	0,01	0,38	0,02	0,42	<0,0076	0,06	6,21
Ål 1	28,9	0,27	<0,001445	0,01	<0,00867	0,19	0,09*	0,17	<0,01156	<0,01156	17,31
Ål 2	37,3	0,37	<0,002238	0,00	<0,01119	0,16	0,11**	0,13	<0,01865	<0,01865	22,94
Ål 3	33,6	0,32	<0,00168	0,00	<0,01008	0,15	0,11**	0,24	<0,01344	<0,01344	19,62
Torsk 1	18,7	0,69	<0,001122	0,00	0,03	0,22	0,04*	0,24	0,02	0,01	4,69
Torsk 2	19,2	0,85	<0,001152	0,00	0,03	0,23	0,04*	0,62	0,02	0,01	5,22
Torsk 3	18,9	0,71	<0,001134	0,00	0,02	0,27	0,04*	0,61	0,01	0,09	6,67
Tånglake 1	19	0,79	<0,00114	0,01	0,01	0,22	0,03	0,52	0,01	0,09	12,98
Tånglake 2	19,6	0,85	<0,00098	0,01	0,01	0,22	0,03*	0,30	<0,00784	<0,00784	10,98
Tånglake 3	19	0,82	<0,00095	0,00	0,01	0,22	0,03*	0,48	<0,0076	<0,0076	12,20
Rötsimpa 1	18,8	1,17	<0,001128	0,01	0,08	0,42	0,10**	0,35	0,02	0,03	8,27
Rötsimpa 2	19	1,17	<0,00114	0,01	0,04	0,48	0,07*	0,39	0,01	0,03	7,90
Rötsimpa 3	18,8	1,08	<0,001128	0,01	0,05	0,63	0,11**	0,93	0,03	0,04	11,45
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (mg/kg VV).											
Klass 1 (ingen/obetydlig)		As (Tånglake)	Cd (Tånglake)	Co	Cr	Cu (Tånglake)	Hg (Tånglake)	Mn	Ni (Tånglake)	Pb (Tånglake)	Zn
		0,15	0,005	-	-	0,7	0,03	-	0,35	<0,05	-
Klass 2 (liten)		0,15-0,255	0,005-0,0125	-	-	0,7-1,4	0,03-0,09	-	0,35-0,525	0,05-0,08	-
Klass 3 (tydlig)		0,255-0,42	0,0125-0,03	-	-	1,4-2,31	0,09-0,30	-	0,525-0,77	0,08-0,13	-
Klass 4 (stor)		0,42-0,675	0,03-0,075	-	-	2,31-3,71	0,30-0,75	-	0,77-1,155	0,13-0,22	-
Klass 5 (mkt stor)		>0,675	>0,075	-	-	>3,71	>0,75	-	>1,155	>0,22	-
Gränsvärden enligt Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 (mg/kg VV).		Fisk	Filé	-	-	Fisk	Filé	-	Fisk	Filé	-
		Al	0,05 mg/kg VV	-	-	Al	0,5 mg/kg VV	-	-	0,3 mg/kg VV	-
LIVSFS 1993:36		-	0,1 mg/kg VV	-	-	-	1,0 mg/kg VV	-	Barnmat	0,05 mg/kg VV	-
Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03) (mg/kg VV).											
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)		As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg (torskfilé)	Mn	Ni	Pb	Zn
		-	-	-	-	-	<0,1	-	-	-	-
Klass 2 (moderat förorenat)		-	-	-	-	-	0,1-0,3	-	-	-	-
Klass 3 (tydligt förorenat)		-	-	-	-	-	0,3-0,5	-	-	-	-
Klass 4 (starkt förorenat)		-	-	-	-	-	0,5-1,0	-	-	-	-
Klass 5 (mkt starkt förorenat)		-	-	-	-	-	>1,0	-	-	-	-

I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i fiskvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmäts anses inte lämpliga för akvakultur.

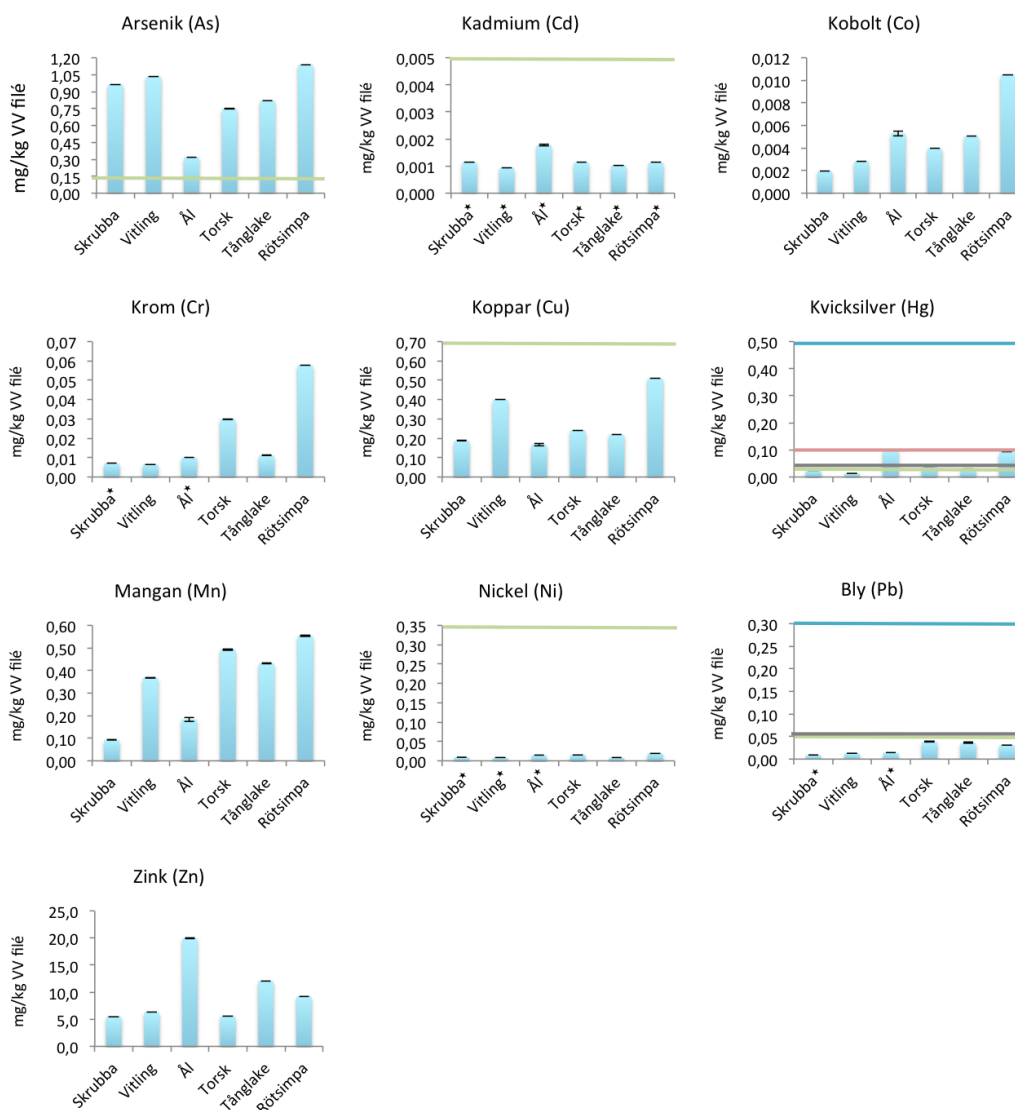
Tabell 27. Statistisk variansanalys av förekomst av metaller i sex fiskarter har skett genom en-vägs-ANOVA där data som varit heterogena har transformerats för att uppnå homogenitet. Signifikanta skillnader mellan arter finns då P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). Metall som inte har detekterats har angivits med nd (no detected). I tabellen presenteras även mellan vilka fiskarter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader i halten arsenik i Skrubba vid jämförelse med vitling, ål och rötsimpa men inte vid jämförelse med torsk och tånglake. Observera att homogena data ej kunde uppnås för kvicksilver och det finns en risk att dra felaktiga slutsatser om en signifikant skillnad där ingen föreligger.

Metaller i fisk	Transformation	P-värde	Skrubba (S)	Vitling (V)	Ål (Å)
Arsenik (As)	-	0,0001	V Å - - R	S Å T Tå -	S V T Tå R
Kadmium (Cd)	nd	-	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Kobolt (Co)	In	0,0001	V Å T Tå R	S - - Tå R	S - T Tå R
Krom (Cr)	In	0,0001	- - T Tå R	- - T Tå -	- - T Tå R
Koppar (Cu)	In	0,0001	V Å - - R	S Å T Tå	S V T Tå R
Kvicksilver (Hg)	ej homogena	0,0001	- (Å) - - (R)	- (Å) (T) - (R)	(S) (V) (T) (Tå) (R)
Mangan (Mn)	In	0,0001	V - T Tå R	S Å - - -	- V T Tå R
Nickel (Ni)	In	0,0003	- - T - R	- - T - R	- - T - R
Bly (Pb)	-	0,5627	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Zink (Zn)	-	0,0001	- Å - Tå R	- Å - Tå R	S V T - R
Metaller i fisk	Transformation	P-värde	Torsk (T)	Tånglake (Tå)	Rötsimpa (R)
Arsenik (As)	-	0,0001	- V Å - R	- V Å - R	S - Å T Tå
Kadmium (Cd)	nd	-	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Kobolt (Co)	In	0,0001	S - Å - R	S V Å - R	S V Å T Tå
Krom (Cr)	In	0,0001	S V Å Tå R	S V Å T R	S V Å T Tå
Koppar (Cu)	In	0,0001	- V Å - R	- V Å - R	S - Å T Tå
Kvicksilver (Hg)	ej homogena	0,0001	- (V) (Å) - (R)	- - (Å) - (R)	(S) (V) (Å) (T) (Tå)
Mangan (Mn)	In	0,0001	S - Å - -	S - Å - -	S - Å - -
Nickel (Ni)	In	0,0003	S V Å Tå -	- - - T R	S V Å - Tå
Bly (Pb)	-	0,5627	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Zink (Zn)	-	0,0001	- - Å Tå R	S V - T R	S V Å T Tå

signifikanta skillnader föreligger samt eventuell transformering av data för att uppnå homogenitet, redovisas i detalj för alla metaller i Tabell 27 och Figur 36.

Variationsanalysen för As visar på att halterna i ål är signifikant lägre än för övriga arter och att rötsimpa och vitling har de signifikant högsta halterna. Vid klassning utifrån svenska bedömningsgrunder för tånglake så återfinns ål inom klass 3 och övriga arter inom klass 5, vilket betyder en ”tydlig” respektive ”mycket stor” avvikelse från

bakgrundshalter. Även kvicksilverhalterna har bedömts vara förhöjda för ett flertal arter där torsk och tånglake huvudsakligen förekommer inom klass 2 och ål och rötsimpa inom klass 3. Denna bedömning har skett utifrån jämförelsevärden för tånglake i Östersjön. Men för ål som är en mkt fett fisk så är det sannolikt mer korrekt att göra bedömningen utifrån kvicksilver i strömming/sill och ålen hamnar då i klass 4. Utförd variationsanalys för kvicksilver tyder på signifikanta skillnader och det är då främst ål och rötsimpa som skiljer



Figur 36. Jämförande av medelvärden av 10 metaller uppmätta i filén hos skrubba, vitling, ål, torsk, tånglake och rötsimpa, vilka fångades med ryssja i Välen under november månad 2012 (n=3; ±K.I. 95 %). Arter där halten ligger under rapporteringsgränsen i alla replikat har markerats med en stjärna (*), stapelns värde motsvaras då av från analyslaboratorium angiven detektionshalt. Grön linje anger den övre gränsen för klass 1, dvs halter här under anses som ”inga/obetydliga” utifrån svenska bedömningsgrunder för tånglake (Naturvårdsverket, 1999). Den röda linjen anger den övre gränsen för klass 1 för torskfilé enligt norska bedömningsgrunder för miljö kvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) även här anses halter under den övre gränsen för klass 1 som ”inga/obetydliga”. Blå linje anger maximala gränsvärden satta av EU (förordning (EG) 1831/2006), och mörkgrå linje anger maximala gränsvärdet för Hg och Pb i barnmat satta av Livsmedelsverket (LIVSFS 1993:36), fisk där halterna överstiger någon av dessa båda gränser anses som otjänliga av livsmedel.

sig från övriga arter med signifikant högre halter av kvicksilver i vävnaden. Data för kvicksilver är dock inte homogena vilket medför en risk att dra felaktiga slutsatser dvs antagandet om en signifikant skillnad där ingen finns, varför resultaten för kvicksilver bör bedömas med försiktighet. Ytterligare en tungmetall som visade på förhöjda halter enligt bedömningsgrunder var bly, där förhöjda halter sågs hos vitling och i enstaka prov av tånglake och torsk. De förhöjda halterna är att betrakta som en liten till tydlig avvikelse ifrån jämförelsevärden för tånglake. Nämnas bör att bly inte detekterades hos skrubba och ål och endast i ett av tre prover av tånglake. Variationsanalysen visade dessutom att det inte förelåg några signifikanta skillnader mellan arterna ($p=0,56$).

8.4.2 Polyklorerade bifenyler (PCB) i fisk

Skrubba och ål anses som otjänligt livsmedel på grund av extremt höga halter av PCB. Ett mycket tydligt samband finns till fiskens fetthalt. De höga halterna i skrubba och ål kan sannolikt kopplas till sedimenten genom levnads-sätt och födostrategi.

Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende polyklorerade bifenyler (PCB) i filén från skrubba, vitling och ål redovisas i tabell 28. I tabellen redovisas gränsvärden för sumPCB₆ satta av EU (förordning (EG) 1259/2011) samt gränsvärden för PCB 153 satta av Livsmedelsverket (SLVFS 1993:36) i fiskeriprodukter. Produkter där dessa halter överskrider anses inte vara tjänliga som människoföda enligt 5§ i livsmedelslagen (1971:511) och får inte saluföras. I tabellen återfinns dessutom klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna av sumPCB₇ enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03).

Alla PCB-kongenerna kunde påvisas i skrubba och ål och halterna av PCB är mycket förhöjda i båda arterna. Vid jämförelse av halterna av PCB 153 med livsmedelsverkets (LMV) föreskrifter och halterna av sumPCB₆ med EUs förordning nr 1259/2011 är skrubba och ål fångade i Välen inte tjänliga som livsmedel och är förbjudna att saluföras. Halterna av PCB i vitling är betydligt lägre och de överskrider inte de av LMV och EU satta gränsvärdena för PCB 153 och sumPCB₆. Halterna är dock något förhöjda och Vitlingen

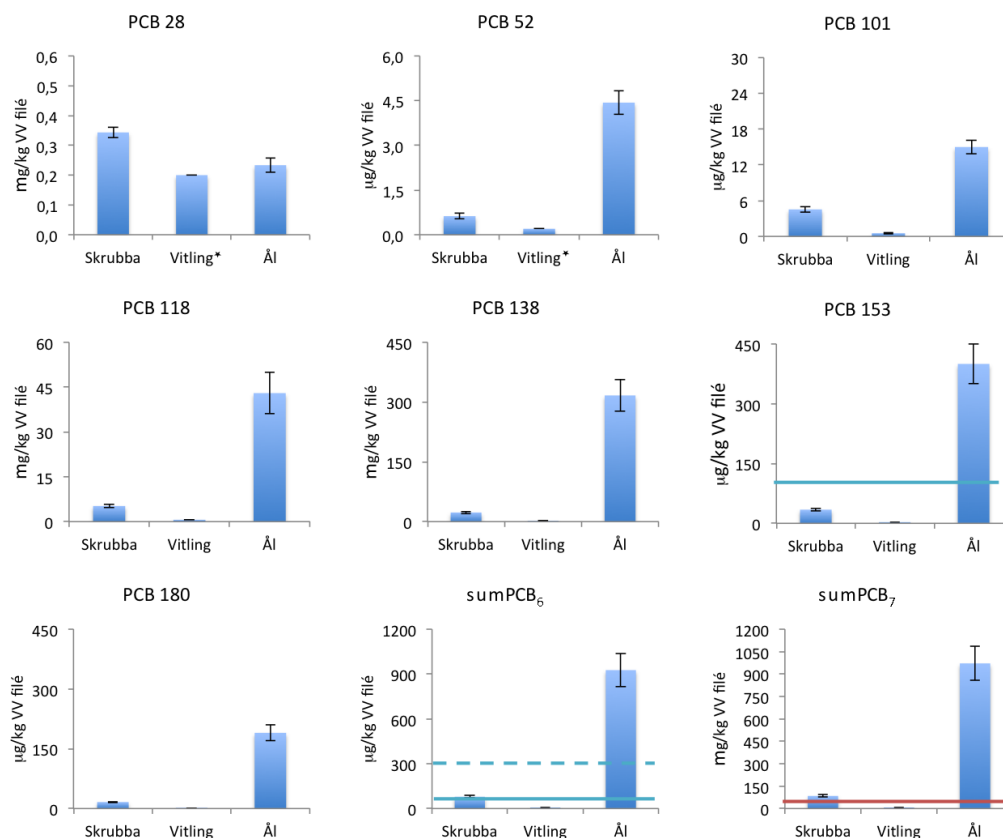
Tabell 28. Koncentrationen av sju PCB-kongener, sumPCB₆ samt sumPCB₇ i skrubba, vitling och ål fångade i Välen under november månad 2012. Klassning är huvudsakligen enligt EU (förordning (EG) 1259/2011) samt gränsvärden för PCB 153 satta av Livsmedelsverket (SLVFS 1993:36) för fiskeriprodukter. Dessutom redovisas för sumPCB₇ i vitling även de norska bedömningsgrunderna för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03).

PCB Välen 2012	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Sum PCB ₆	Sum PCB ₇
FISK		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Skrubba 1	0,61	0,33	0,67	4,6	5,2	25	36	17	83,6	88,8
Skrubba 2	1,1	0,36	0,67	4,9	5,7	24	36	17	82,93	88,6
Skrubba 3	0,58	0,34	0,53	4,1	4,8	20	31	15	70,97	75,8
Vitling 1	1,1	<0,2	<0,2	0,64	0,59	2,2	3,2	1,5	7,94	8,13
Vitling 2	0,46	<0,2	<0,2	0,47	0,7	1,8	3,1	1,4	7,17	7,47
Vitling 3	0,48	<0,2	<0,2	0,49	0,58	1,6	2,7	1,2	6,39	6,57
Ål 1	13	0,25	4,4	16	47	320	430	200	970,65	1020
Ål 2	12	0,24	4,8	15	46	350	420	200	990,04	1040
Ål 3	8,7	0,21	4,1	14	36	280	350	170	818,31	854

Gränsvärden enligt Kommissionens förordning (EG) nr 1259/2011 samt Livsmedelsverkets föreskrift om vissa främmande ämnen 1993:36	Fisk	-	-	-	100 µg/kg	-	75 µg/kg	-
	Ål	-	-	-	-	-	300 µg/kg	-
	Livsmedel med halter av främmande ämnen som överskrider av EU satta gränsvärden får ej släppas ut på marknaden ej heller användas som ingrediens i andra livsmedel.							

Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03) i filé från skrubba och torsk	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Sum PCB ₆	Sum PCB ₇
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	<5
Klass 2 (moderat förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	5-20
Klass 3 (tydligt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	20-50
Klass 4 (starkt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	50-150
Klass 5 (mkt starkt förorenat)	-	-	-	-	-	-	-	-	>150

I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i vävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmäts anses inte lämpliga för akvakultur.



Figur 37. Jämförelse av medelvärden av halter av uppmätta PCB-kongener, sumPCB₆ samt sumPCB₇ i filé från skrubba, vitling och ål fiskade i Välen 2012 (n=3; ±K.I. 95 %). Arter där halten ligger under rapporteringsgränsen i alla replikat har markerats med en stjärna (*), stapelns värde motsvaras då av från analyslaboratorium angiven detektionshalt. Röd linje anger den övre gränsen för klass 1 enligt norska bedömningsgrunder för miljöklass och akvakultur (STF Veiledning 97:03) halter under denna linje ses som "obetydligt/lite förorenat". Blå heldragen linje anger maximala gränsvärden i fisk (streckad linje gäller ål) satta av EU (förordning (EG) 1831/2006) där livsmedel med överstigande halterna anses som otjänligt.

Tabell 29. Statistisk variansanalys av förekomst av 7 olika PCB-kongener samt summan av dessa (sumPCB₇) i tre fiskarter har skett genom Kruskal Wallis då data har varit heterogena och inte gått att transformerats för att uppnå homogenitet. Signifikanta skillnader mellan arter finns då P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). I tabellen presenteras även mellan vilka fiskarter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader endast mellan ål och vitling för sumPCB₇.

PCB i fisk	Transformation	P-värde	Skrubba (S)		Vitling (V)		Ål (Å)	
PCB 28	-	0,0001	V	Å	S	Å	S	V
PCB 52	-	0,0234	-	-	-	Å	-	V
PCB 101	-	0,0001	V	Å	S	-	S	-
PCB 118	-	0,0273	-	-	-	Å	-	V
PCB 138	-	0,0273	-	-	-	Å	-	V
PCB 153	-	0,0265	-	-	-	Å	-	V
PCB 180	-	0,0257	-	-	-	Å	-	V
sum PCB ₆	-	0,0273	-	-	-	Å	-	V
sum PCB ₇	-	0,0273	-	-	-	Å	-	V

tillhör klass två enligt det norska bedömningssystemet för sumPCB₇. Av analyserade PCB-kongener i vitling så detekterades inte PCB 28 och PCB 52.

Statistisk analys av halterna för PCB-kongenerna, sumPCB₆ samt sumPCB₇ genom ett sk

Kruskal-Wallis-test visar på att det finns signifikanta skillnader mellan arter och att halterna är signifikant högre i ålen. (Tabell 29; Figur 37). Halterna i ål från Välen är signifikant högre för nästan alla kongener. Det är endast för PCB 28 som resultaten skiljer sig något då de högsta halterna

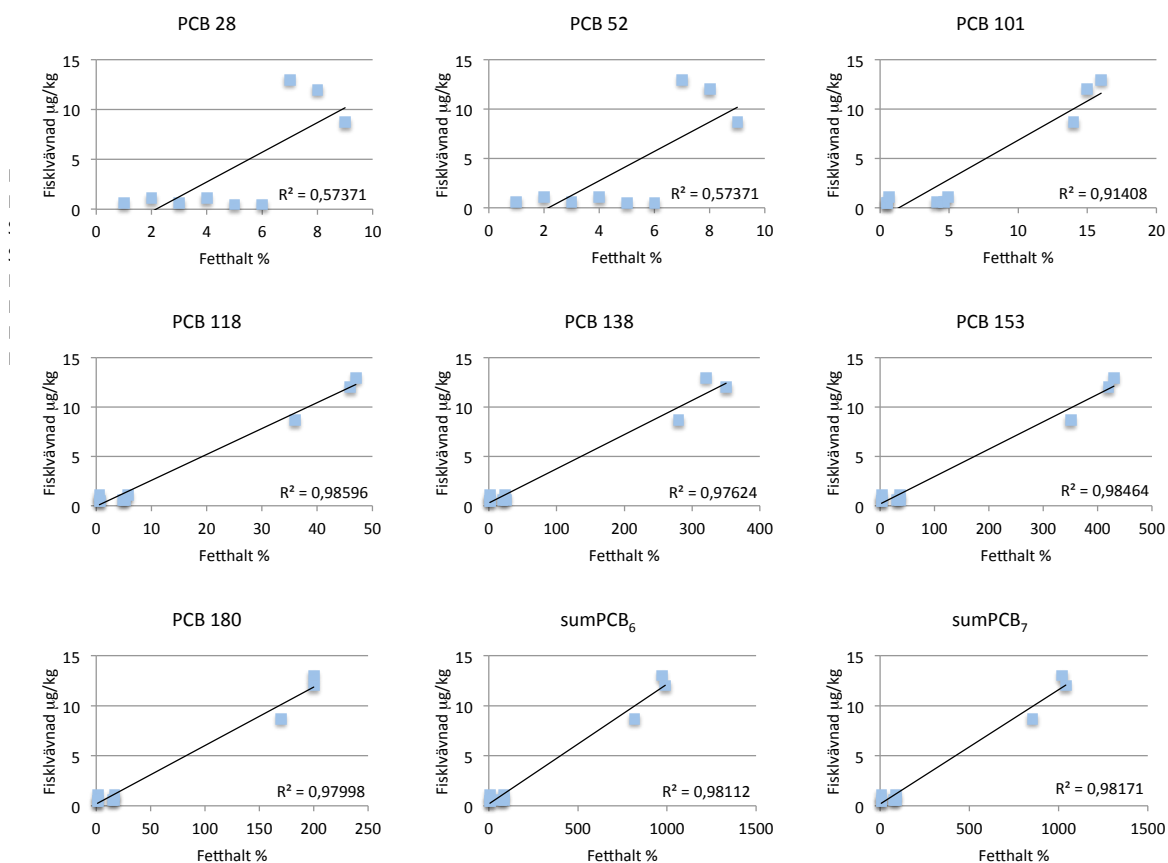
återfinns i skrubba. Det genomgående mönstret är dock att de högsta halterna av PCB återfinns i ålen för att sedan minska signifikant i vitlingen. Även mellan ål och skrubba ses en tydlig minskning men denna är enligt den statistiska analysen inte signifikant.

Att halterna PCB är förhöjda i fisken från Välen beror sannolikt på de mycket höga halterna i sedimenten och i ålens fall även den höga fetthalten då de organiska miljögifterna är kända för att ackumuleras i fett, vilket också har bekräftats av regressionsanalyser mellan fetthalten för respektive prov och sumPCB_7 i fiskvävnaden från Välen (Figur 38; Tabell 30). Genomgående har de tyngre PCB-kongenerna, sumPCB_6 samt sumPCB_7 en

hög korrelationskoefficient ($R^2=0,91-0,98$) vilket innebär att 91-98% av halterna förklaras av ett samband med fetthalten. Ett svagare samband ses även hos de lättare PCBerna dvs PCB 28 och PCB 52 där R^2 är 0,57, dvs 57% av halterna förklaras av fetthalten. Skillnaden i halterna som ses hos skrubba och vitling kan däremot troligen kopplas till deras olika levnadssätt då de har ungefär samma fetthalt. Skrubban är en utpräglad bottenlevande art som äter organismer som återfinns i och på sedimentet exempelvis olika havsborstmaskar, kräftdjur, musslor och småfisk. Vitlingen livnär sig främst på småsill, kräftor och mask och finns gärna i grundområden men då vanligen högre upp i vattenmassan än skrubban.

Tabell 30. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan analyserade PCB-kongener i fiskfilé och fetthalt (n=12). Signifikanta skillnader mellan transekter finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras av röd text.

FISK	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB180	sumPCB_6	sumPCB_7
R^2	0,06	0,96	0,91	0,99	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
P-värde	0,533	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000



Figur 38. Sambandet mellan fetthalt och PCB i fiskfilé från Värens ytsediment 2012 (n=9).

Dessa arters olika levnadssätt och födostrategier medför att de exponeras olika mycket för de höga halter av PCB som återfinns i sedimenten i Välen och sannolikt är detta anledningen till den skillnad i halter som har konstaterats.

8.4.3 Klorerade pesticider i fisk

Skrubba och ål var tydligt förorenade av HCB och moderat förorenade av sumDDT. HCH detekterades endast i ålen i mycket låga halter. Mycket starkt samband mellan fetthalt och HCB, sumHCH samt sumDDT i fiskvävnaden.

Filé från skrubba, vitling och ål analyserades på totalt 22 olika klorerade pesticiderna. Av dessa detekterades endast hexaklorbensen (HCB), β -HCH, γ -HCH samt tre nedbrytningsprodukter till DDT (p,p' -DDT, p,p' -DDD och p,p' -DDE). Av

dessa kunde alla sex detekteras i ål, tre i skrubba och ingen av dem i vitling. Att inget har observerats i vitling kan bero på dess levnadsätt då både ål och skrubba är mer utpräglade bottenlevande fiskar. Analysresultaten från 2012 års vävnadsundersökningar avseende klorerade pesticider i fiskfilé från skrubba, vitling och ål redovisas i tabell 31. Observera att endast ämnesgrupper som har detekterats i fiskvävnaden redovisas i tabellen. Klassificeringen av miljökvaliteten med avseende på halterna har skett enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03). Observera att för att inte underskatta halter som inte har detekterats så kommer även rapporteringsgräns från analyslaboratorium fortsättningsvis att användas i nedanstående analyser, där fokus kommer att ligga på förekomst av HCB, sumHCH och sumDDT.

Halterna av HCB är förhöjda och både skrubba

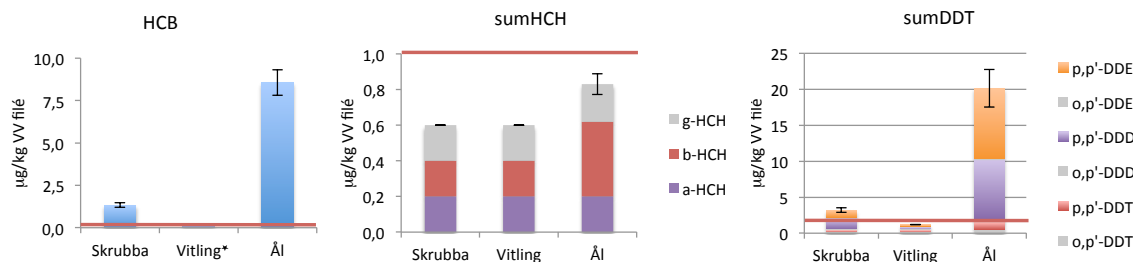
Tabell 31. Koncentrationen av hexaklorbensen (HCB) samt DDT och dess nedbrytningsprodukter i skrubba, vitling och ål fångade i Välen under november månad 2012. Klassning är enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) och vitling klassas utifrån torskfilé och ål utifrån sillfilé.

Organiska ämnen Välen 2012	Fett %	HCB $\mu\text{g/kg}$	HCH alfa $\mu\text{g/kg}$	HCH beta $\mu\text{g/kg}$	HCH gamma $\mu\text{g/kg}$	HCH summa $\mu\text{g/kg}$	o,p' -DDT $\mu\text{g/kg}$	p,p' -DDT $\mu\text{g/kg}$	o,p' -DDD $\mu\text{g/kg}$	p,p' -DDD $\mu\text{g/kg}$	o,p' -DDE $\mu\text{g/kg}$	p,p' -DDE $\mu\text{g/kg}$	DDT summa $\mu\text{g/kg}$
FISK													
Skrubba 1	0,61	1,40	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	1,50	<0,2	1,10	3,40
Skrubba 2	1,1	1,40	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	1,50	<0,2	1,00	3,30
Skrubba 3	0,58	1,20	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	1,30	<0,2	0,79	2,89
Vitling 1	1,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<1,20
Vitling 2	0,46	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<1,20
Vitling 3	0,48	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<1,20
Ål 1*	13	9,00	<0,2	0,44	<0,2	0,84	<0,5	1,00	<0,2	8,80	<0,2	11,00	21,70
Ål 2*	12	8,90	<0,2	0,44	0,23	0,87	<0,5	1,10	<0,2	9,10	<0,2	10,00	21,10
Ål 3*	8,7	7,80	<0,2	0,38	<0,2	0,78	<0,5	0,93	<0,2	7,50	<0,2	8,30	17,63

*Observera att då ål är mkt fett så har den klassats enligt halter i sillfilé, då denna har en fetthalt på ca 10-20%.

Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03) i filé från skrubba, torsk och sill ($\mu\text{g/kg}$)	HCB _{skrubba/torskfilé}	HCB _{sillfilé}	Summa HCH _{skrubba}	Summa HCH _{torskfilé}	Summa HCH _{sillfilé}	Summa DDT _{skrubba}	Summa DDT _{torskfilé}	Summa DDT _{sillfilé}
Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)	<0,2	<2	<1	<0,5	<10	2	1	<20
Klass 2 (moderat förorenat)	0,2-0,5	2-5	1-3	0,5-2	10-30	2-4	1-3	20-50
Klass 3 (tydligt förorenat)	0,5-2,0	5-20	3-10	2-5	30-100	4-15	3-10	50-150
Klass 4 (starkt förorenat)	2,0-5,0	20-50	10-30	5-15	100-250	15-40	10-25	150-300
Klass 5 (mkt starkt förorenat)	>5,0	>50	>30	>15	>250	>40	>25	>300

I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i musselvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmätts anses inte lämpliga för akvakultur.



Figur 39. Jämförande av medelvärden av halter av hexaklorbensen (HCB), sumHCH samt sumDDT uppmätta i filé från skrubba, vitling och ål fiskade i Välen 2012 (n=3; $\pm$ K.I. 95 %). Arter där halten ligger under rapporteringsgränsen i alla replikat har markerats med en stjärna (*), stapelns värde motsvaras då av från analyslaboratorium angiven detektionshalt. Rött streck anger den övre gränsen för klass 1 enligt norska bedömningsgrunder för miljökvalitet och akvakultur (STF Veiledning 97:03) utifrån respektive parameter och fisk med halter däröver anses som förorenade. Gråmarkerade andelar i stapeldiagram för sumHCH och sumDDT visar på ämnen som inte har detekterats, här har angiven detektionsgräns använts.

Tabell 32. Statistisk variansanalys av förekomst av klorerade pesticider i tre fiskarter har skett genom Kruskal Wallis då data har varit heterogena och inte gått att transformera för att uppnå homogenitet. Signifikanta skillnader mellan arter finns då P-värdet är mindre än 0,05 (n=3). I tabellen presenteras även mellan vilka fiskarter som signifikanta skillnader föreligger, exempelvis ses signifikanta skillnader endast mellan ål och vitling för sumDDT.

Klorerade pesticider	Transformation	P-värde	Skrubba (Sk)	Vitling (V)	Ål (Å)
HCB	-	0,0234	-	-	-
sum HCH	-	0,0221	-	-	-
sum DDT	-	0,0241	-	-	-

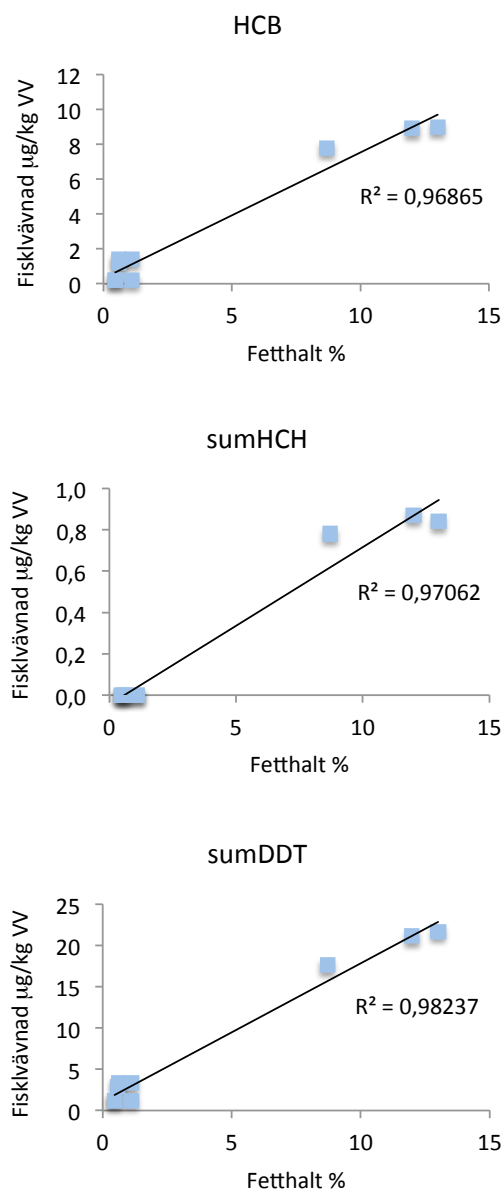
och ål återfinns inom klass 3 vilket visar på ett tydligt förorenat område. Variansanalys visar att belastningen av HCB i arterna dessutom skiljer sig signifikant åt ($p=0,003$) med högst halter i ålen och lägst i vitlingen (Tabell 32; Figur 39). Vad gäller summan av hexaklorocyclohexaner (HCH) dvs den sammanlagda mängden av α -HCH, β -HCH och γ -HCH som endast har detekterats hos ål så befinner sig dessa halter i klass 1 vilket innebär obetydligt alternativt lite förorenat. Variansanalys visar dessutom att halterna i ålen är signifikant högre än i både skrubba och vitling ($P=0,0001$) (Tabell 32; Figur 39).

För DDT kunde nedbrytningsprodukterna p,p' -DDT, p,p' -DDD och p,p' -DDE detekteras, alla tre i ål, två av dem i skrubba men ingen i vitling. Klassningen för skrubba och ål är huvudsakligen klass 2 dvs moderat förorenat och för vitling klass 1 dvs obetydligt eller lite förorenat. Variansanalys visar också att summan av nedbrytningsprodukterna till DDT (sumDDT) är signifikant högre hos ålen vid jämförelse med skrubba och vitling ($p=0,001$) (Tabell 32; Figur 39).

Regressionsanalyser mellan fetthalten och HCB, sumHCH samt sumDDT i fiskvävnaden från Välen (Figur 40; Tabell 33) visar på ett mycket starka samband ($p=0,000$) där korrelationskoefficient (R^2) är ca 0,97 vilket innebär att ca 97% av halterna förklaras av ett samband med fetthalten.

Tabell 33. Korrelationskoefficient (R^2) samt p-värde för det linjära sambandet mellan HCB, sumHCH samt sumDDT i fiskfilé och fetthalt (n=12). Ett linjärt samband finns då P-värdet är mindre än 0,05, vilket indikeras av röd text.

FISK	HCB	sumHCH	sumDDT
R^2	0,97	0,99	0,98
P-värde	0,000	0,000	0,000



Figur 40. Sambandet mellan fetthalt och halter av hexaklobensen (HCB), sumHCH samt sumDDT i filé från Välen 2012 (n=9).

9. Diskussion

Resultaten från föreliggande studie visar på ett extremt förorenat sediment i Välen med avseende på PCB, ett starkt förorenat sediment vad avser Cu, Zn, HCB, klordan, PBDE och i viss mån DDT samt moderat förorenade vad avser Hg, Pb, Cd, HCH, och HBCD. Håtfördelningen av de olika ämnena kan kopplas till förekomst av organiskt material (TOC) i Välen vilket sannolikt beror på TOCs förmåga att koncentrera och binda till sig ett flertal metaller och organiska miljögifter. Detta har även påvisats i korrelationsanalyser mellan ovanstående ämnen och TOC, där sambandet är starkast för metallerna. Detta innebär i sin tur att den spatiala (rumsliga) fördelningen av de metaller och organiska miljögifter som undersökts i sedimenten är en konsekvens av var det organiska materialet sedimenterar och ackumuleras. Styrande för dessa processer är den estuarina cirkulationen i Välen med ett utgående sötvatten från Stora Ån som till följd av skillnader i densitet lägger sig ovanpå det något saltare vattnet på sin färd ut i öppet hav. I mötet mellan det saltare bottenvattnet och det utströmmande sötvattnet sker en aggregering av de suspenderade partiklar som Stora Ån för med sig. Dessa partiklar, oorganiska och organiska, för med sig metaller och flertalet organiska miljögifter som dessa har affinitet till fast material eller ingår i det organiska materialet.

Den generella fördelningsbilden 2012 är att de högsta halterna återfinns i den innersta delen av Välen samt utmed Välen västra sida och centralt i transekt C. Mindre avvikelser förekommer men fördelningsmönstret har stora likheter med det mönster som framkom vid tidigare studier. Vid undersökningarna 1973 och 1975 återfanns de högsta halterna av främst kvicksilver, bly och zink i innersta delen av Välen utanför Stora Åns mynningsområde (Cato *et al.* 1975, 1976, 1980, Cato 1977). Ett år efter muddringarna 1976 var mönstret annorlunda (Cato *et al.* 1981). Då återfanns de högsta halterna av bl a koppar och kvicksilver längre ut i Välen utanför deponin för muddermassorna. Fem år senare, 1982, var det areella fördelningsmönstret tillbaka till förhållandena som rådde 1973/75 (Cato *et al.* In prep.). I

senare undersökningar av Välen 1994 (Börjesson 1994) och 1999 (Sundén 1999) har det visat sig att fördelningsmönstret kvarstår vilket också konstaterats i föreliggande undersökning.

Skillnaden mellan de areella fördelningsmönstren av metaller 1973 fram till 1982 (exklusive 1977) och 2012 års undersökningar ligger i att metallhalterna då var betydligt lägre i flera av transekternas centrala delar relativt de mer strandnära stationerna. Detta relaterades till den inåtgående bottenströmmen. Vid 2012 års undersökningar var denna effekt mindre. Vid jämförelse med tidigare års data (Tabell 34) ses tydligt att det är de två innersta transekterna dvs där de högsta TOC-halterna återfinns, som uppvisar högsta halter i ett historiskt perspektiv. Tydliga skillnader kan ses mellan prover tagna 1973 när fortfarande spillvatten från Näsetverket släpptes ut i Välen och 1975 efter det att avloppsvattnet hade kopplats över till Ryaverket. Påfallande är dock att flera tungmetaller (Cu, Ni, Pb och Zn) visar på högre halter 2012 vid jämförelse med data efter muddringen 1976. För Cu och Zn är nivåerna till och med högre än de som sågs innan muddringen. Dessa skillnader gäller också vid en jämförelse med undersökningarna 1994 och 1999 (Figur 42).

Organiska miljögifter undersöktes i Välen sediment först 1994 då Maringeologiska institutionen vid Göteborgs universitet undersökte metaller och PCB (Börjesson 1994). Undersökningarna upprepades 1999 (Sundén 1999). Vid en jämförelse mellan dessa och 2012 års PCB data framkommer att extremt höga PCB halter förelåg i Stora Ån invid deponin öster om ån 1999 samt i innersta Välen 2012. Halterna av PCB i övriga Välen och Stora Ån var mycket höga i alla undersökningarna. Någon motsvarande jämförelse med andra organiska miljögifter har inte varit möjlig att göra då inga andra ämnen tidigare undersökts i Välen och Stora Åns sediment. Dock kan konstateras att de höga halter av PCB som har påvisats i Välen 2012 är långt högre än vad som observerats i de undersökningar som genomförts vart femte år utmed hela Bohuskusten mellan 1990-2011. I den innersta delen av Välen (station A1) är halterna för de högre PCB-kongenerna mellan 100 och 150 gånger högre än gräns-

värdet för klass 5. För sumPCB₇ är värdet drygt 80 gånger högre. Som jämförelse kan nämnas att i SGUs databas omfattande drygt 500 stationer fördelade utmed svenska kusten och öppet hav uppgår motsvarande siffra för sumPCB₇ som

högst till 16 och endast på några få ställen ligger den över 5. I den yttre delen av Välen ligger motsvarande siffror på mellan 9 och 15. Välen är således extremt förorenat med avseende på PCB.

Tabell 34. Jämförelse med tidigare provtagningar av förekomst av några utvalda tungmetaller i sedimentet. Data redovisas som intervall för respektive transekt och har klassats enligt svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) utifrån det högsta förekomna värdet inom varje intervall. Årtal har färgmarkerats utifrån när halterna var som lägst (grönt) respektive högst (rött) i Välen som helhet.

Metaller i ytsediment (mg/kg TS)	Transekt				
	Årtal	A	B	C	D
Cd	1973	-	-	-	-
	1975	1,2-2,1	1,15-2,5	0,57-2,0	0,26-0,95
	1977	0,5-0,9	0,88-1,06	0,66-1,35	0,28-1,01
	1982	0,97-1,80	0,51-0,73	0,53-0,77	0,03-0,39
	1994	-	0,76-0,82	-	-
	1999	-	1,1-1,3	-	-
	2012	0,6-1,4	0,4-0,92	0,4-0,5	0,2-0,3
Cu	1973	83-85	22-110	19-132	14-29
	1975	41-98	30-56	24-67	11-35
	1977	18-23	23-28	18-34	13-27
	1982	95-149	35-58	43-59	10-36
	1994	-	169-175	-	-
	1999	-	85-170	-	-
	2012	101-204	97-196	71-131	27-55
Hg	1973	1,01-2,48	0,33-1,23	0,31-1,18	0,14-0,50
	1975	0,81-3,35	0,32-1,12	0,13-0,39	0,18-0,35
	1977	0,07-0,12	0,11-0,40	0,12-0,22	0,09-0,73
	1982	0,67-0,82	0,21-0,40	0,33-0,47	0,17-0,71
	1994	-	0,2-0,2	-	-
	1999	-	0,17-0,21	-	-
	2012	0,15-0,38	0,15-0,35	0,16-0,24	0,07-0,15
Ni	1973	11,0-13,0	8,2-18	8,1-14	2,2-7,7
	1975	5,5-9,1	7,3-8,6	4,0-11,0	1,1-5,2
	1977	4,5-9,9	4,8-9,7	5,0-9,6	2,3-5,4
	1982	13,5-14,3	9,2-10,9	10,5-11,9	0,9-6,4
	1994	-	20-33	-	-
	1999	-	21-22	-	-
	2012	18,4-32,7	17,1-33,4	12,5-24,8	7,1-13,1
Pb	1973	160-196	22-292	21-169	13-42
	1975	68-230	29-116	24-74	13-59
	1977	23-37	21-62	17-30	16-43
	1982	16-53	2,4-8,2	2,9-6,5	1,8-6,9
	1994	-	86-88	-	-
	1999	-	80-120	-	-
	2012	53-91,2	45,6-90	38,1-64,5	12,9-32,9
Zn	1973	452-500	166-623	130-606	62-200
	1975	197-376	212-282	98-328	46-178
	1977	97-102	110-146	81-138	51-172
	1982	213-304	128-191	144-160	28-139
	1994	-	324-374	-	-
	1999	-	280-350	-	-
	2012	277-509	285-450	199-332	83-152
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5

9.1 Återspeglning i biota

De höga halterna i sedimentet återspeglas även hos biota. Extremt höga halter av PCB har konstaterats i skrubba och ål, vilket innebär att dessa arter måste anses som otjänliga som människoföda relaterat till gränsvärden satta av EU och svenska Livsmedelsverket. Även musslorna uppvisar förhöjda halter av PCB vilket också är fallet för HCB i både mussla och fisk. DDT, Pb och Hg är ämnen som endast är förhöjda i sediment och fisk men inte i mussla. Även här ligger halterna av Hg och Pb över gällande gränsvärde, i detta fall för barnmat. Cu är förhöjt i sedimentet och mussla, men inte hos fisk. Dessutom ses mycket höga halter av As i fisk samt förhöjda halter av Ni i blåmussla. Resultaten är mycket anmärkningsvärda då ett tydligt upptag av flertalet ämnen kan spåras till biota. Exempelvis finns tydliga samband mellan flera av de organiska miljögifterna i sedimentet och i biota. De lysosomala studierna av blåmussla visar på en extremt dålig livsmiljö där retentionstiden, dvs den tid det tog för >50 % av cellerna i ett prov att uppvisa någon form av avvikelse, var 15 minuter. Sannolikt är att detta resultat främst beror på en saltstress då det är känt att en minskning i salthalt påverkar lysosomerna negativt (Moore *et al.* 1980; Bayne *et al.* 1976; Bayne *et al.* 1978). Salthalten i Välen varierade mellan 0,8-3,5 psu för transekt A, B och C för att vara något högre vid den yttre transekten D

med en variation mellan 3,2-13, vilket innebär en mycket negativ stress på musslorna. De förhöjda halterna av PCB, HCB, Cu och Ni som konstaterats på många sedimentstationer och i musselvävnad från dessa platser indikerar dock att ett biologiskt upptag av dessa ämnen kan ha bidragit till den låga retentionstiden för lysosomstabilitet. Även bottenfaunan visar på en något försämrad miljö där skillnader kan ses för alla parametrar vid jämförelse med 1978 (Cato *et al.* 1978).

9.2 Koppling till Värendeponi och grundvatten

Syftet med denna studie var att undersöka om de höga halterna av PCB och flertalet metaller däribland metylkvicksilver, som har påvisats i närområdet till Värendeponin, hade påverkat miljön i Välen. Riskbedömningen av Värens mudderdeponi som har utförts av COWI (Samuelsson *et al.* 2012) har visat på förhöjda halter av främst olika metaller både i grundvatten och i jord/slam från deponin vid Välen. I tabell 35 sammanfattas resultaten för några olika matriser. De föroreningar som anses dominera mängdmässigt är Cu, Pb, Zn och Ba, men sett till farlighet är MeHg (metylkvicksilver) viktigast med avseende på toxicitet. Av de tungmetaller som anses dominera mängdmässigt (Cu, Pb och Zn) kan alla kopplas till förhöjda halter i sedimentet i varierande grad. För Cu finns dessutom en liten till tydlig avvikelse av halter i blåmussla och för

Tabell 35. Sammanfattande resultat för de olika matriserna i denna studie.

Ämne	Sediment	Fisk	Blåmussla	Deponin	Grundvatten
As					
Cd					
Co					
Cr					
Cu					
Hg					
Ni					
Mg					
Pb					
V					
Zn					
PCB					
HCB					
HCH					
Klordan					
DDT					
PBDE					
HBCD					

Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	Förhöjda halter
---------	---------	---------	---------	---------	-----------------

Pb föreligger förhöjda halter i främst vitling men även torsk och tånglake. Allvarligt är att halterna av Pb i fisk överskrider gällande gränsvärde, för barnmat. Vid jämförelse med tidigare års data för dessa tre tungmetaller (Cu, Pb och Zn) i sedimentet (Tabell 34) ses även tydliga ökningar, då nivåerna 2012 är i nivå med 1975 års data dvs innan muddring. Detta tyder på att det finns ett läckage av dessa metaller till Välen, sannolikt från deponin eller uppströms Stora ån.

I föreliggande studie har kvicksilver (Hg) i form av metylkvicksilver (metyl-Hg) endast analyserats hos vilda blåmusslor som samlades in i samband med utförda fältprovtagningar. Analysresultaten visade dock på relativt låga halter av metylkvicksilver. I utplacerade blåmusslor samt infångad fisk är det främst Hg som har analyserats men vanligtvis förekommer allt Hg som metyl-Hg hos fisk och blåmussla. Analys av Hg/metyl-Hg i blåmussla visar på genomgående låga halter av Hg i förhållande till svenska bedömningsgrunder. Dock visar analysen att de vilda musslorna att de hade signifikant ($p=0,0001$) högre halter i sig än de utplacerade musslorna och referensmusslorna. Analysen visade dessutom att musslorna som placerades i Välen under en månads tid aktivt tog upp Hg ur vattnet då det fanns signifikanta skillnader mellan referensen och flera transekter, vilket är värt att notera.

Förhöjda halter av Hg detekterades även hos torsk, tånglake, ål och rötsimpa men inte i den nivån att EUs gränsvärden för generella livsmedel överskrider. Dock överskrider Livsmedelsverkets gränsvärde för Hg i barnmat om 0,05 mg/kg v (LIVSFS 1993:36), varför filén från ål och rötsimpa inte skall ges till barn då den måste anses otjänlig.

Upptaget av Hg sker sannolikt via födan direkt alternativt indirekt. Hg hos blåmussla sker huvudsakligen via vattnet i samband med filtrering av föda. Avseende fisk så ses ofta de högsta halterna i rovfisk. Både rötsimpa och ål äter småfisk, musslor, kräftdjur och kan alltså ha fått i sig Hg via födan. Båda dessa arter är också utpräglade bottenlevande arter, och i rötsimpans fall en stationär sådan, varför de även kan ha blivit påverkade av innehållet i sedimentet. Detta beroende på att sedimenten i större delen av Välen är starkt reducerade, en miljö som gynnar metyleringspro-

cessen, dvs omvandlingen av Hg till metyl-Hg. Sedimentprovtagningen visar dock på ett med avseende på Hg moderat förorenat sediment. Det finns en möjlighet att de halter som ses i fisk och musslor är en effekt av de extremt höga värdena av metyl-Hg som har påträffats i yt-, grund-, och lakvattnet vid deponin.

I COWIs riskbedömning påtalas det att massorna på deponin var förorenade med PCB med halter av inom spannet 0,046-0,110 mg/kg TS av sumPCB₇. Motsvarande spann i denna studie var 0,065-1,244 mg/kg TS av sumPCB₇ i sediment, dvs i genomsnitt 5 gånger så högt. Halterna av PCB i blåmussla var tydligt förhöjda samtidigt som halterna PCB i fisk kraftigt överskred EUs gränsvärden för vad som är tjänliga livsmedel. Att halterna av PCB i sedimentet överskrider halterna i deponin ger dock en fingervisning om att deponin inte är den primära källan i Välen med avseende på PCB.

Ett likartat mönster som det som påvisats för PCB kan även konstateras för pesticiden HCB, dvs höga halter i sedimentet som reflekteras i både mussla och fisk. Även sumDDT och HCH återfinns i höga halter i sedimentet. Av dessa är det dock endast sumDDT som har hittats i förhöjda halter i biota. I sedimentet har dessutom höga halter av sumKlordan och sumPBDE påträffats. Dessa har dock inte analyserats i vävnaden hos biota. Av uppräknade organiska miljögifter är det endast PCB som har analyserats i grundvattnet och i massorna från deponin, vilket gör det omöjligt att ha en uppfattning om övriga organiska föroreningar som också kan härröra därifrån.

Vad gäller upptag av de organiska miljögifterna i biota, då främst PCB, så är det mycket troligt att upptaget i fisk har skett via sedimentet. Både skrubba och ål är utpräglade bottenlevande fiskar som söker sin föda i sedimentet medan vitling förekommer högre upp i vattenpelaren och är därmed inte exponerade i samma utsträckning för påverkan från det PCB-haltiga sedimentet. Detsamma gäller för uthängda musslor, då dessa inte varit i direkt kontakt med sedimenten.

Ett ämne som inte har diskuterats i så stor utsträckning är de anmärkningsvärt höga halterna av As i fisk och grundvattnet. Då lösligheten för As ökar med pH har de måttligt höga halterna i

grundvattnet inte ansetts vara så påfallande. Miljögiftsprovtagning längs Bohuskusten har dessutom visat på en kraftig ökning av arsenik (As) i tånglakefilén sedan 1998 med halter ca tio ggr högre än de som ses i fisk fångad i Välen. Utifrån detta, samt det faktum att inga höga halter detekterades i varken sediment eller musslor från Välen, är det sannolikt att de halter som konstaterats i insamlad fisk inte nödvändigtvis har sitt ursprung i Välen. As uppträder i naturen oftast i föreningar med svavel. Det används i träskydd, pesticider, elektronik, glas och emaljindustri, mm. Nästan alla marina djur innehåller As och ämnet tillförs sedimenten huvudsakligen via nedbrutna fytoplankton. Fisken får i huvudsak i sig detta från näringskedjan där lägre trofinivåer syntetiserat As. I fisk förekommer As vanligen som arsenobetain (5-värt) vilket är en vattenlöslig metabolit som har låg toxicitet och utsöndras snabbt i urinen varför denna form inte anses utgöra ett hälsoproblem (IMM, 2013).

9.3 Koppling till reningsverk och deponi uppströms Välen, öster om Stora Ån

Inför en planerad breddning och fördjupning av Stora Ån i början av 90-talet genomförde VBB VIAK en undersökning av å-sedimentens miljöstatus med avseende på innehåll av metaller och PCB 1991-1993 (Göransson 1993). Resultaten visade i jämförelse med då vald referenspunkt på klart förhöjda halter av tungmetaller och i synnerhet PCB i ytskiktet nedströms platsen för det tidigare Näsetverket och deponin öster om Stora Ån, sydväst Järnbrottsmotet. En tydligt avtagande koncentrationsgradient av miljögifterna förelåg såväl i bottensedimenten som utmed åns slänter från Näsetverket och ut mot Välen. Med anledning av VBB VIAKs resultat genomfördes i ett samarbete mellan Miljöförvaltningen, Göteborgs kommun, och Maringeologiska institutionen, Göteborgs universitet, ett projektarbete hösten 1994 med syfte att kartlägga föroreningarnas spridning samt försöka påvisa källorna till föroreningarna i ån och Välen (Börjesson 1994). Sedimentdata från denna studie tyder på ett läckage från en deponi belägen ca 700 m uppströms Välen på den östra sidan om Stora Ån. I ett senare försök att påvisa om det sker ett läckage av tungmetaller och PCB från båda deponierna (dvs den väster om Välen

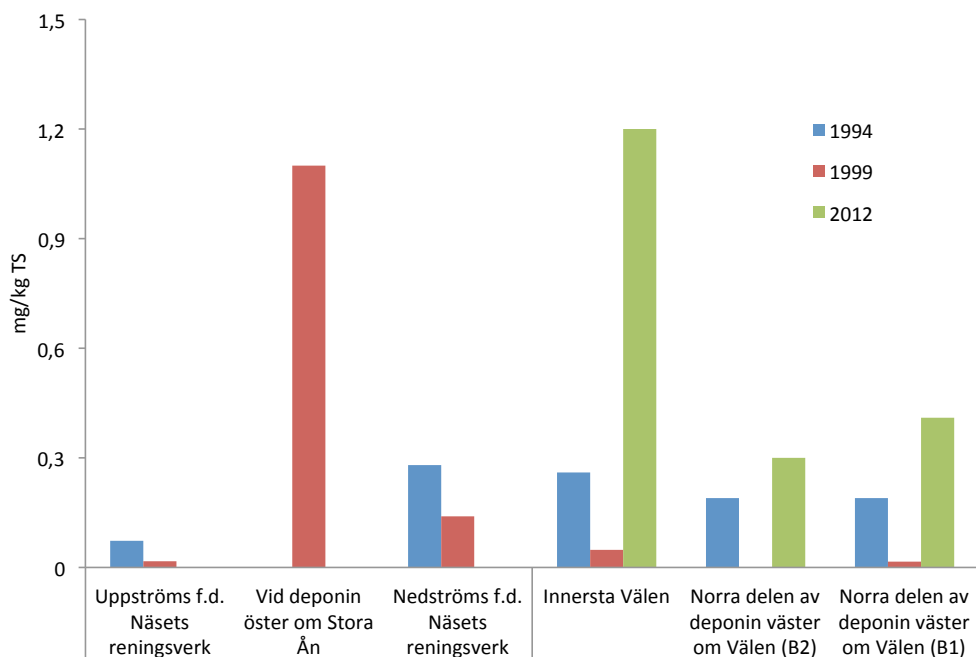
respektive den öster om Stora Ån) och vidare ut i Välen genomfördes 1999 ett examensarbete vid Maringeologiska institutionen, Göteborgs universitet (Sundén 1999). Undersökningen påvisade metallhalter i Stora Ån nedströms Näsetverkets utsläppspunkt som var mer än 10 gånger över den uppmätta bakgrundshalten. Dessutom observerades höga blyhalter vid Välen västra strand utanför Vålendeponin. Resultaten avseende PCB visade på mycket höga halter från norr om det tidigare Näsets reningsverk och nedströms. Tolkeningen var att ett läckage av PCB, med hög sannolikhet, pågår från deponin belägen öster om Stora Ån (Sundén 1999). Undersökningen 1999 och VBB VIAKs undersökning 1991-93 visar på en samstämmighet som pekar mot att källan för många metaller och PCBer ligger i området för utsläppspunkten för det tidigare reningsverket men även sannolikt från deponin öster om Stora Ån. Söder om Näsets reningsverks utsläppspunkt finns även utmynnande bräddavlopp för dagvatten, vilka även kan utgöra ytterligare källor till föroreningssituationen i Stora Ån och Välen.

Av en sammanfattning av undersökningar utförda mellan 1973 och 1999 (Tabell 36) framgår det att utsläppen av spillvatten från Näsets reningsverk sannolikt lett fram till en kraftig ackumulering av metaller och näringsämnen i Stora Ån nedströms utsläppen och i de inre delarna av Välen.

Sedimenten i de mest förorenade områdena av Välen muddrades upp och deponerades i bassänger på Välen västra sida. Sannolikt resulterade denna process i att metaller och andra miljögifter, om än i mindre utsträckning, kom att återföras med muddermassornas överskottsvatten till Välen vilket resulterade i en ackumulering av miljögifter i dess mellersta och yttre del. Så småningom återgick förhållandena till det tidigare mönstret, men källan var inte längre spillvattnet från Näsetverket utan föroreningarna härrör sannolikt enligt undersökningarna från läckage från deponin, bestående av schakt- och rivningsmassor, på östra sidan av Stora ån. Denna deponi förefaller att läcka både metaller och PCB. En sammanställning av PCB-halterna mellan 1994 och 2012 illustreras i Figur 41.

Tabell 36. Sammanställning av analysdata över kvicksilver (Hg), bly (Pb) och sumPCB₇ i Stora Äns och Värens ytse-
diment åren 1973-2012. Tabellen visar att Näsens reningsverk och senare deponin öster om Stora Än och sydväst
Jämbrottsmotet kan vara en av föroreningskällorna, men fler kan finnas, i synnerhet för PCB.

Ämne Händelse	Prov- tagning /händelse år	Sediment- skikt	Stora Än Uppströms Näsens Reningsverk Referensstation	Stora Än Nedströms Näsens Reningsverk	Välen utanför mudder- deponi	Välen utanför mudder- deponi
Hg (mg/kg TS)						
Cato et al. 1975	1973	0-2 cm	0,021	4	0,31	1,2
<i>Näsetverket stängs (1974)</i>						
Cato et al. 1975	1975	0-2 cm	-	2,5	0,19	0,39
<i>Välen muddras (1976)</i>						
Cato et al. 1977	1977	0-2 cm	-	0,12	0,13	0,22
Cato et al. Opubl	1981	0-2 cm	-	0,82	0,45	0,48
VBB VIAK 1993	1993	0-20 cm (MV)	0,19	0,26	-	-
Rönnby 1994	1994	0-2 cm	0,1	0,3	0,2	0,2
Sundén 1999	1999	0-2 cm	0,1	0,19	0,17	0,21
Pb (mg/kg TS)						
Cato et al. 1975	1973	0-2 cm	5,4	79	21	135
<i>Näsetverket stängs (1974)</i>						
Cato et al. 1975	1975	0-2 cm	-	68	24	74
<i>Välen muddras (1976)</i>						
Cato et al. 1977	1977	0-2 cm	-	17	17	30
Cato et al. Opubl	1981	0-2 cm	-	140	6,5	2,9
VBB VIAK 1993	1993	0-20 cm (MV)	130	91	-	-
Rönnby 1994	1994	0-2 cm	160	156	0,088	0,086
Sundén 1999	1999	0-2 cm	93	53	80	120
sumPCB₇ mg/kg TS						
<i>Näsetverket stängs (1974)</i>						
<i>Välen muddras (1976)</i>						
VBB VIAK 1993	1993	0-20 cm (MV)	0,23	2,7	-	-
Rönnby 1994	1994	0-2 cm	0,073	0,28	0,19	0,19
Sundén 1999	1999	0-2 cm	0,12	1,1	0,16	0,16
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (ng/g TS).			Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4
						Klass 5



Figur 41. Sammanställning av analysdata över sumPCB₇ i Stora Äns och Värens ytse-
diment åren 1994-2012. Diagram-
met visar att föroreningskällan med stor sannolikhet är deponin vid Stora Än och att PCB förs ut till Välen med Stora
Äns vatten och framför allt lagras upp i dess innersta del.

9.4 Möjliga föroreningskällor

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns flera kopplingar mellan de halter som har påvisats i Väredeponin och i grundvattnet (Tabell 36) i utförd riskbedömning (Samuelsson *et al* 2012), men det finns även frågetecken.

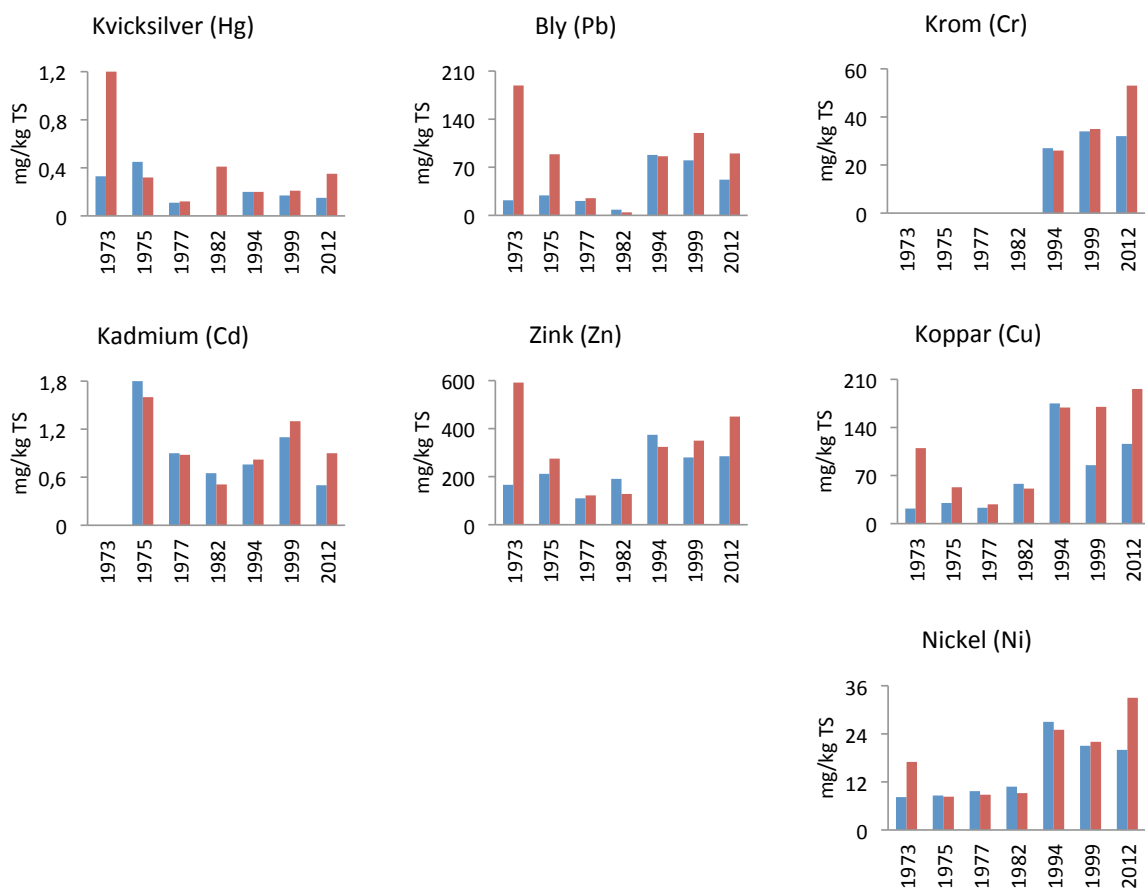
1. Den rumsliga fördelningsbilden i Välen med högst halter i den inre delen som successivt minskar mot den yttre delen som gränsar till Askimsviken tyder på att föroreningskällorna ligger uppströms Välen i deponin öster om Stora Ån med möjligt tillskott från de bräddavlopp som mynnar ut dels i Stora Ån, dels i innersta Välen. Metallerna och de organiska miljögifterna transporteras antingen med Stora Åns vatten ut i Välen och eller med de dagvattenledningar/brunnar som har avlopp respektive bräddar till Välen. Transporten av miljöfarliga ämnen är sannolikt kopplad till transporten av organiska material. Höga halter av i stort sett alla ämnen förekommer utmed inre och mellersta delen av Värens västra strandlinje, dvs där vi har de högsta TOC-värdena. Denna rumsliga fördelning är mest sannolikt en effekt av vattnets strömningsmönster och resulterande deposition av suspenderade partiklar i Välen (Cato 1977).
2. Ovanstående innebär att de föroreningar som undersökts huvudsakligen skulle ha sitt ursprung i Stora Ån förmodligen i deponin uppströms, men vid en jämförelse med vilka ämnen som har mätts upp i förhöjda halter i de olika matriserna, Väredeponin och grundvattnet inberäknat, så tyder en del på att det dessutom finns en koppling till deponin vid Välen. De höga halterna av föroreningar som föreligger utmed Värens västra strand nedanför denna deponi kan dock inte säkert styrka detta eftersom det areella fördelningsmönstret med avseende på koncentrationsfördelningen har varit den samma sedan 1973. Undantaget perioden 1977-1982 efter muddringen av Välen 1976, som sannolikt påverkade strömningsbilden och den areella avsättningen av ler och organiskt material. I figur 42 redovisas trenden i ytsedi-

mentens metallhalter för provpunkterna B1 och B2, belägna invid deponin väster om Välen. Trenden bygger på en sammanställning av data från alla tidigare sedimentprover tagna på dessa platser. Halten av kvicksilver var som högst 1973 men har därefter sjunkit med ca 80 %, vilket sannolikt speglar kvicksilverförbudet från 1970-talet. Betraktar man bly, koppar, zink, kadmium och nickel så uppvisar dessa ett annat mönster med sjunkande halter från 1973 till låga halter åren närmast efter muddringen 1976. En kraftig ökning har därefter skett i perioden 1982 till 1994 för att sedan plana ut och vara mer eller mindre stabilt till 2012. Halterna ökade till nära eller över den nivå som förelåg 1973. För krom saknas data från tiden före 1994. Det är dock sannolikt att trenden för krom liknar den för nickel.

3. Framförallt yttre halvan av Välen ligger mycket oskyddat och påverkas av kraftiga syd till sydvästliga vindar, vilket är de dominerande vindriktningarna i denna del av Kattegatt (t ex Josefsson och Vedin 1992). Då Välen är mycket grund omblandas vattenpelaren av vågorna som bildas av vinden varvid det översta sedimentlagret i främst yttre halvan av Välen tidvis kan röras om och kraftiga grumlingar uppstå. Grumlingarna som består av finkorniga sedimentpartiklar, organiskt material och eventuella adsorberade eller på annat sätt bundna miljögifter kan vid speciella högtrycksituationer som ger upphov till högvatten tryckas in i viken på grund av vind och vågpåverkan. Till detta skall läggas transporteffekterna som tidvattnet medför ut och in i Välen och som når ända in i Stora Ån. Denna effekt är inte försumlig trots att tidvattenprismat är relativt litet (ca 20 cm). En varaktig kontinuerlig ackumulation omöjliggörs dessutom av det ringa djupet i kombination med landhöjningen. Ackumulerat sediment i Välen kan inte förväntas ligga kvar mer än högst något till några år till följd av den erosion som landhöjningen resulterar i och som kontinuerligt leder till bortforsling av bottensediment till en aktuell jämviktsnivå för botten. Nämnade naturliga omvärldsför-

hållanden spelar i varierande grad in på hur fördelningen av miljöfarliga ämnen sker i Välen. På grund av denna komplexitet kan inget entydigt svar ges om huruvida ett läckage av miljögifter från deponin sker till Välen. För att utesluta eller bekräfta en påverkan

från deponin väster om Välen eller annan källa bör ytterligare utredningar genomföras. Dock tyder undersökningarna i Stora Ån från 1990-talet samstämmigt på att deponin invid Stora Åns östra strand är en källa.



Figur 42. Sammanställning av trenden (1973-2012) för koncentrationen av några metaller i ytsedimenten på platsen för stationerna B1 (rött) och B2 (blått) belägna i Välen utanför deponin på Välen västra sida. Diagrammen visar att för flera metaller var koncentrationerna lika höga på platsen innan muddringen och anläggningen av deponin genomfördes 1976 som 10-15 år senare. De låga koncentrationer som föreligger i perioden 1977-1982 är ett resultat av muddringen. Kadmium (Cd) och krom (Cr) analyserades inte före 1975 respektive 1994.

10. Framtida studier

Föroreningssituationen i Välen är mycket allvarlig med avseende på ett flertal undersökta miljögifter som inte bara konstaterats i sedimenten utan också i undersökta delar av det marina ekosystemet. Värst är situationen med PCB där extremt höga halter konstaterats. Att utläsa den historiska utvecklingen av miljögiftsbelastningen utifrån retrospektiva studier av sedimentkärnor är vanskligt beroende på att landhöjningen (2-3 mm/år) i kombination med det ringa vattendjupet i Välen omöjliggör en varaktig kontinuerlig ackumulation av finkorniga sediment. Det är därför som en historisk trend av miljögiftsbelastningen måste baseras på, med några års mellanrum, upprepade provtagningar av de "färska" ytsedimenten i Välen. Ett åtgärdsprogram behöver tas fram och verkställas, men innan dess behöver ytterligare studier genomföras för att klarlägga om deponin väster om Välen är en betydelsefull källa till miljögifternas härkomst utöver deponin uppström Stora Än. Vidare bör det geografiska påverkansområdet från utsläppen till Välen klarläggas.

Följande utredningar föreslås:

- En genomgång av vilka ämnen som möjligen kan tillföras Välen via Stora Än samt bräddavloppen i den inre delen av Välen, möjligen kombinerat med passiva provtagare och sedimentprovtagningar längre upp i Än. Därutöver bör sedimentprover tas i 1-2 transekter utanför transekt D för att med större statistisk säkerhet kunna belägga trenden med sjunkande halter av miljögifter från Värens inre del till mynningsområdet i Askimsviken. Om trenden kan beläggas visar detta på att Välen till stor del utgör en fälla för miljögifterna, vilket bör begränsa påverkansområdet. Utökandet av transekter blir bara meningsfull om provtagningsplatser med finkorniga sediment <63 µm kan hittas. Eventuellt får transekten förläggas en bit ut i Askimsviken.
- Halterna av PCB, Hg och Pb i en del fiskarter är extremt förhöjda och enligt gränsvärden för livsmedel satta av EU och Livsmedelsverket anses denna fisk inte tjänlig som livsmedel. Av denna anledning är ett utökat provfiske med kemisk analys av metaller och organiska miljögifter av stor vikt, där man även riktar in sig på området utanför Välen. Detta för att utreda den geografiska spridningen i närområdet av miljögifter i fisk. En sådan studie är starkt motiverad mot bakgrund av området stora rekreativvärde där fiske med handredskap är tillåtet under perioden 1 april till 30 september.
- Musslorna uppvisar för det flesta ämnena ett ökat intag vid jämförelse med referensmusslorna detta trots att de har mått mycket dåligt i Välen. Sannolikt har de inte filtrerat i normal omfattning till följd av den mycket låga salthalten (Riisgård 2013). Av denna anledning kan halterna i musslorna vara underskattade och det finns anledning att undersöka vad som finns i vattenfas med hjälp av passiva provtagare.
- Föreliggande studie visar på halter inom klass 4-5 av HCB, HCH, Klordan, DDT och PBDE i sedimentet. För att klarlägga om källan till dessa ämnen är deponin väster om Välen eller ej bör kompletterande mätningar av dessa ämnen utföras i deponin samt i grundvattnet.
- Det finns anledning att tro att fler allvarliga miljögifter kommer ut i Välen. Därför bör övriga av EUs prioriterade ämnen undersökas, till en början, på några av de stationer som nyttjats i föreliggande studie.

11. Slutsatser

1. Ett mycket förorenat sediment med avseende på ett flertal ämnen (se nedan för varje matris) vilka även avspeglar sig i biota såsom fisk och blåmusslor.
2. Samstämmigt pekar de tre undersökningarna från 1990-talet ut deponin på östra sidan av Stora Ån i området för f.d. Nässets reningsverk som en källa till föroreningar i ån och Välen. Föreliggande undersökning styrker detta genom de föroreningsgradienter som påvisats från inre till yttre Välen. Kopplingar har dock kunnat konstaterats mellan de halter som har påvisats i deponin väster om Välen och i grundvattnet men troligen är inte detta enda källan utan sannolikt bidrar bräddavloppen i inre Välen respektive till Stora ån samt andra icke kända avlopp till den komplexa situationen..
3. Det anses mycket allvarligt att vissa fiskarter är så förorenade av PCB, kvicksilver (Hg) och bly (Pb) att de inte får användas som livsmedel enligt gränsvärden satta av EU och Livsmedelsverket.
4. Fortsatta utredningar behövs för att kunna säkerställa källan och geografiskt avgränsa påverkansområdet innan ett åtgärdsprogram kan tas fram.

Sediment

- Välen är att utifrån innehållet av metaller i sedimenten att betrakta som starkt förorenat med avseende på koppar (Cu) och till viss del zink (Zn) samt moderat förorenat med avseende på kvicksilver (Hg), bly (Pb) och kadmium (Cd).
- Extremt höga halter av polyklorerade bifenyler (PCB) på så gott som samtliga provtagningsstationer vilka alla faller med mycket god marginal i klass 5 (mycket hög halt) enligt de svenska bedömningsgrunderna.
- Den klorerade pesticiden hexaklorbensen (HCB) förekommer på så gott som samtliga provtagningsstationer i mycket höga halter och faller i klass 5 enligt de svenska bedömningsgrunderna dvs mycket hög halt.
- Halterna av en annan pesticid; de tre isomera (α -HCH, β -HCH och γ -HCH (lindan)) till hexaklorhexan (HCH), ligger med några undantag under rapporteringsgränsen i Välen. Rapporteringsgränserna är dock höga på grund av störningar vid analysen och faller inom klass 3 dvs moderat förorenat.
- Halterna av insekticiden klordan i form av γ -/ α -klordaner och trans-nonaklor är höga till mycket höga i inre och mellersta Välen (klass 5) och med några undantag höga (klass 4) i yttre Välen. Välen är således starkt förorenat med avseende på klordan.
- Diklordifenyltrikloretan (DDT). Resultaten visar att insekticiden p,p-DDT i relativt stor utsträckning brutits ned till de mindre farliga produkterna (metaboliterna) p,p-DDD och p,p-DDE, men på station A3 är p,p-DDT-halten fortfarande mycket hög (klass 5). Välen är starkt till moderat förorenat med avseende på DDT.
- Flamskyddsmedel. Av de åtta olika analyserade kongenerna till polybromerade difenyletrar (PBDE) kunde endast PBDE-209 (Deca) detekteras över rapporteringsgränsen på 11 av 12 stationer, PBDE-47 på 7 stationer samt PBDE-100 på en station. Mycket höga halter (klass 5) föreligger i innersta Välen samt på stationerna B3 och C2 (inre mellersta delen). PBDE-100 detekterades i mycket hög halt på station B3. Summa detekterade PBDE visar på mycket höga halter och Välen bör ses som starkt förorenat med avseende på PBDE.
- Hexabromcyklododecan (HBCD) detekterades på 9 av de 12 stationerna i Välen. med högre halter i inre och mellersta delen av Välen och lägre halter i den yttre delen. Svenska bedömningsgrunder saknas för HBCD, vilket gör bedömningen osäker men Välen bör betraktas som moderat förorenat med avseende på flamskyddsmedlet HBCD.

Bottenfauna

- Artantal, abundans och biomassa är lägst i de inre delarna (A-B) av Välen. Men då variationerna mellan stationerna i den yttre delen (C-D) av viken är stora kan detta inte säkerställas statistiskt.

- Vid jämförelse med studien utförd 1978, ett år efter restaureringen 1976, är individantalet lägre i alla transekter detta är dock tydligast i transekt A och B. Dessutom är biomassan lägre i alla transekter utom C och även för artantal ses det tydliga minskningar vid jämförelse med 1978.

Blåmussla

- Av metaller förekom förhöjda halter av nickel (Ni) och koppar (Cu) i blåmussla. De lägsta halterna har genomgående uppmätts för alla metaller i referensmusslorna och signifikanta skillnader ses vid jämförelse med transekt A och D för merparten av metallerna. Inget samband tycks föreligga mellan halter av metaller i sedimentet och metaller i blåmusslan.
- Halterna av polyklorerade bifenyler (PCB) i uthängda blåmusslor är signifikant förhöjda vid samtliga stationer jämfört med referensmusslorna. Musslor funna i Välen är moderat förorenade. Regressionsanalyser mellan musselvävnad och sediment för kongenerna PCB 52, PCB 101 och PCB 118 visar att det finns ett samband.
- Avseende klorerade pesticider så var blåmusslorna moderat förorenade av hexaklorbensenen (HCB) och obetydligt förorenade av metaboliter till diklordifenyltrikloretan (DDT). För båda föreningarna sågs signifikant högre halter i Välen än i referensmusslorna. Regressionsanalyser visar att det finns ett samband mellan halter av HCB och sumDDT i mussla respektive sediment
- Endast 18% av utsatta blåmusslor levde vid inhämtandet och enligt lysosomala effektstudier var blåmusslorna mycket stressade. Denna stress tros dock huvudsakligen bero

på mycket låga salthalter i Välen. Inga signifikanta skillnader i överlevnad eller fetthalt observerades mellan transekter.

Fisk

- Av 10 analyserade metaller förekom arsenik (As), kvicksilver (Hg) och bly (Pb) i förhöjda halter. Halterna av kvicksilver i ål och röt-simpa samt bly i vitling, torsk och tånglake överskrider gränsvärden för barnmat satta av Livsmedelsverket och anses därmed otjänliga som föda för barn. För sex av nio tungmetaller har de högsta halterna observerats i röt-simpa.
- EUs och Livsmedelsverkets gränsvärden för polyklorerade bifenyler (PCB) överstegs kraftigt i främst ålen men även i skrubba och fisken anses inte tjänlig som människoföda och får ej saluföras. Att halterna av PCB är förhöjda i fisk från Välen beror sannolikt på de mycket höga halterna i sedimenten och i ålens fall även den höga fetthalten då de organiska miljögifterna är kända för att ackumuleras i fett.
- Skrubba och ål är tydligt förorenade av hexaklorbensenen (HCB). Hexaklorhexan (HCH) detekterades endast i ålen dock i så pass låga halter att den anses vara obetydligt alternativt lite förorenad, dvs klass ett. Tre metaboliter till DDT detekterades, alla tre i ål och två av dem i skrubba, men ingen i vitling. Klassningen för skrubba och ål är huvudsakligen klass 2, dvs moderat förorenat. Regressionsanalyser mellan fetthalten och HCB, sumHCH samt sumDDT i fiskvävnaden visar på mycket starka samband.



12. Citerad litteratur

- Bayne, B.L., D.L. Holland, M.N. Moore, D.M. Lowe, and J. Widdows, 1978, Further studies on the effects of stress in the adult on the eggs of *Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Assoc. U.K.. 58:825-841.
- Bayne, B.L., D.R. Livingston, M.N. Moore, and J. Widdows, 1976, A cytochemical and biochemical index of stress in *Mytilus edulis* L. Mar. Pollut. Bull.. 7:221-224.
- BEQUALM, Lysosomal Stability, Workpackage 8, 1998-2001. www.pml.ac.uk.
- Bellas, J., Ekelund, R., Halldorsson, H. P., Berggren, M. and Granmo, Å. (2007). Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging episode in the Gota Alv Estuary (SW Sweden) using caged mussels. Water Air and Soil Pollution. 181 (1-4), 265-279.
- Börjesson, U., 1994: Sedimentundersökning i Välen och Stora Än. Department of marine geology, Univ. of Göteborg, Studentrapport, 62 sid.
- Cato, I., Olsson, I. och Rosenberg, R., (1975a), Välen - Askimsviken. Undersökningar avseende sedimentförhållanden och bottenfauna 1973-1974. Forskningsredogörelse. Rapport Göteborgs VA-verk. Stencil, 127 p.
- Cato, I., Olsson, I. och Rosenberg, R., (1975b), Sedimentologiska och bottenfaunistiska undersökningar i Välen - ett område att restaurera. Göteborgs naturhist. Mus. Årstr. 1975: 13-35. (Summary in English).
- Cato, I., Olsson, I. och Rosenberg, R., (1976), Sedimentologiska och bottenfaunistiska data från Välen 1975 och en jämförelse med motsvarande data från 1973 och 1975. Forskningsredogörelse. Rapport Göteborgs VA-verk. Stencil, 47 p.
- Cato, I., Olsson, I., & Rosenberg, R., (in prep): Tungmetaller och bottenfauna i en restaurerad havsvik
- Cato, I., (1977), Recent sedimentological and geochemical conditions and pollution problems in two marine areas in south-western Sweden. Striae, 6, 158 p.
- Cato, I., Olsson, I. och Rosenberg, R., (1978), Sediment, meiofauna och makrofauna i Askimsviken, SNV P; 1046, Rapport från Statens Naturvårdsverk 1978, 90 p. (English summary).
- Cato, I., Olsson, I. and Rosenberg, R., (1980), Recovery capacity of estuaries. In Olausson, E. & Cato, I. (eds): Geochemistry and biochemistry of estuaries. John Wiley, & Sons. Ltd. London. pp. 403-440.
- Cato, I., Olsson, I. & Rosenberg, R., 1981: Tungmetaller - fördelning i botten sediment och inverkan på bottenfauna i en grund havsvik, Välen, före och efter restaurering genom muddring. Forskningsredogörelse. Rapport Göteborgs VA-verk. Stencil, 67 p.
- Cato, I., (2006), Miljökvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001 - en rapport från sju kontrollprogram. Environmental quality and trends in sediment and biota along the Bohus Coast in 2000/2001 - a report from seven trend monitoring programmes. Geological Survey of Sweden, Rapp & Medd no. 122, 490 s.
- Cato, I., (2011), Bedömningsgrunder för halter i sediment. Intern Bakgrundsrapport Tillstånd Naturvårdsverket, 6 s.
- Cederwall, K. och Svensson, T., (1975), Sediment flushing after dredging in tidal bays. Medd. 84, Hydraul. Div. Chalmers Inst. Technol. Göteborg, 25 sid.
- Dayteg, J. och Nohrstedt, L., (2001), Undersökningar av vattendirektivets prioriterade ämnen: Situationen i Stockholms akvatiska miljö. 197 sid.
- Ekman, S., (1911) Neue Apparate zur qualitativen und quantitativen Erforschung der Bodenfauna der Seen. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrogr. 3, 553-564.
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E. and Gamble, E. : The mussel watch. Environ. Contamin. 5:101-125. 1978.
- Granmo, Å., 2004, Miljökontroll vid muddring och tippling i samband med arbeten inom projektet Säkrare farleder - miljögifter i organismer och vatten, slutrapport 9 juni 2004
- Göransson, C.-G., 1993: PM angående muddermassors innehåll av miljöföroreningar i Stora Än. VBB VIAK, P2379, 4 sid. 4 bilagor.
- HAAMER, J., 1996. Improving Water Quality in a Eutrophied Fjord System with Mussel Farming. Ambio 5:356-362.
- ICES/OSPAR WKLYS REPORT 2010. Report of the ICES/OSPAR Workshop on Lysosomal Stability Data Quality and Interpretation (WKLYS). 13-17 September 2010. Alessandria. Italy
- IMM, Miljöhälsorapport 2013, Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet p:129-131, ISBN 978-91-637-3031-3
- Josefsson, W., och Vedin, H., (1992) Havets väder och klimat. In Sjöberg, B. (ed), 1992: Hav och Kust.

- Sveriges nationalatlas Bd. 7: 40-45. Bokförlaget Bra Böcker. ISBN 91-87760-13-4.
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel
- Leonardsson, K., (2005), Undersökningstyp: Sediment Basundersökning, Version 1:1 :2005-12-12, Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet
- Leonardsson, K. (2004), Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö. Umeå marina forskningscentrum, Umeå Universitet 26pp.
- Livsmedelsverket, (SLVFS 1993:36), Livsmedelsverkets föreskrifter om vissa främmande ämnen i livsmedel.
- Livsmedelslagen (1971:511)
- Lowe D., Fossato V. U., Depledge M. H., 1995. Contaminant-induced lysosomal membrane damage in blood cells of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon: an in vitro study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* vol. 129: 189-196.
- Magnusson M, Granmo Å, Öhman K, & Dimming A, 2011, Monitoring of Ecotoxicological Effects in Sweden Monitoring report Nord Stream document no.: G-PE-EMS-REP-192-M11MR1MU-A
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., (1997), Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning, Statens forurensningstilsyn, Veiledning 97:03, 36 sidor. (In Norwegian).
- Moore, MN; Koehn, RK; Bayne, BL, 1980, Leucine aminopeptidase (aminopeptidase-i), n-acetyl-beta-hexosaminidase and lysosomes in the mussel, *mytilus-edulis-l*, in response to salinity changes, *Journal of Experimental Zoology* Volume: 214 issue: 3 Pages: 239-249 Published: 1980
- Moore M. N., Lowe D., Köhler A., 2004, Biological effects of contaminants : Measurements of lysosomal membran stability. *ICES Techniques in Marine Environmental Science.* No. 36
- Moore M. N., Allen J. I., McVeigh A., 2006. Environmental prognostics: An integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. *Marine Environmental Research* 61. 278-304.
- Naturvårdsverket, (1999), Bedömningsgrunder – Kust och hav. Naturvårdsverket Rapport 4914, 134 sid.
- Naturvårdsverket (2005), <http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument//fororen/orggift/organisk.html>
- Naturvårdsverket (2006) Mjukbottenlevande makrofauna, kartering, Version 1:1 2006–02–20
- Riisgard HU, Luskow F, Pleissner D, Lundgreen K, López M. Á. P (2013) Effect of salinity on filtration rates of mussels *Mytilus edulis* with special emphasis on dwarfed mussels from the low-saline Central Baltic Sea. *Helgoland Marine Research* Vol 67 Issue: 3: 591-598
- Samuelsson P, Lithner D, Honkonen K, 2012 Riskbedömning av Värens mudderdeponi, COWI
- Sundén, M., 1999: Maringeologisk undersökning i Välen och Stora Än. Department of marine geology, Univ. of Göteborg, Studentrapport, 44 sid.
- Wikström, A., Hilvarsson, A., och Hammar, J., 2013, Inventering av grunda mjukbottnar i Göteborg 2013 - R2014:3, Miljöförvaltningen i Göteborg.

Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012

ISBN 978-91-86461-40-9