



## Utvärdering av respirationstester för bedömning av miljörisker i förorenad jord

Upprättad av:

**Erika Andersson**

Examensarbete i Naturgeografi 15 hp

Avseende kandidatexamen

Rapporten godkänd: 29 juni 2010

Handledare: David Hagerberg,

Nadja Lundgren och Hans Ivarsson

Erika Andersson

2010-06-29

## Förord

Denna rapport är ett examensarbete i naturgeografi för kandidatexamen i geovetenskap vid Umeå universitet utfört av Erika Andersson. Rapporten är en utvärdering av respirationstester som en ekotoxikologisk metod att använda sig av vid riskbedömning av förorenad jord. Utvärderingen är gjord för att visa om metoden kan användas som ett ytterligare test vid platsspecifika riskbedömningar. Det praktiska arbetet är utfört på SLU, Umeå, vid institutionen för Skogens ekologi och skötsel.

Ett stort tack till alla som hjälp till:

David Hagerberg (Tyréns AB)

Nadja Lundgren (Tyréns AB)

Mats B Nilsson (SLU)

Ulrik Ilstedt (SLU)

Björn Erhagen (SLU)

Hans Ivarsson (Umeå universitet, EMG)

Umeå, 2010-06-29

### **Tyréns AB**

Västra Norrlandsgatan 10

903 27 Umeå

[www.tyrens.se](http://www.tyrens.se)

Författare: Erika Andersson

Handledare: David Hagerberg och Nadja Lundgren (Tyréns AB, Umeå),  
Hans Ivarsson (Umeå universitet, EMG)

Specialiststöd: Mats B Nilsson, Ulrik Ilstedt, Björn Erhagen (SLU, Institutionen för  
skogens ekologi och skötsel, Umeå)

Engelsk titel: Evaluation of respiration test for risk assessment of contaminated soil

Titel: Utvärdering av respirationstester för bedömning av miljörisker i  
förorenad jord

## Abstract

When doing ecotoxicological risk assessments of contaminated land it is important to consider the specific properties of each site. It's therefore important that site-specific methods are tested and evaluated so that they can be used on different soils with different properties. One such ecotoxicological method is respirations test, where the microorganism's digestion of organic material, that is the respiration, is measured. Soils from naturally and anthropogenic sites with different content of heavy metals, especially lead (up to 40 000 mg/kg dw) were collected. To evaluate how the respiration changed if an extra stress was added subsamples were taken and in each of them different contents of either lead or copper was added. Respiration was measured for three weeks, where the substrate was added after two weeks. The results show that soil with no additional stress shows a hump-shape; soils with higher content of lead have higher respiration up to a certain extent and thereafter the respiration declines. When adding an extra stress the soils with the highest respiration show distinct lowering in respiration. The soils with lower content of lead and lower respiration did not get affected by the extra stress and no change could either be seen in the soils with the highest content of lead when adding an extra stress. No significant difference between the effect of lead or copper could be seen. The result shows that the increase in respiration in the soils when no extra stress was added is a result of a stressed community. When an extra stress is added the stressed microorganisms don't have the strength to collaborate that and the respiration therefore declines.

Nyckelord: Ekotoxikologi, respirationstester, basrespiration, ytterligare stress, stressat mikrobiellt samhälle, PICT.

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

|          |                                                         |           |
|----------|---------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>INLEDNING</b>                                        | <b>5</b>  |
| 1.1      | Syfte                                                   | 6         |
| 1.2      | Avgränsningar                                           | 7         |
| <b>2</b> | <b>BAKGRUND</b>                                         | <b>7</b>  |
| 2.1      | Riskbedömning av förorenad mark                         | 7         |
| 2.2      | Ekotoxikologiska tester                                 | 8         |
| 2.3      | Markmikrobiologi                                        | 8         |
| 2.4      | Ekotoxikologi                                           | 8         |
| 2.5      | Respirationstester                                      | 9         |
| 2.6      | Tidigare respirationsresultat                           | 10        |
| 2.7      | Ytterligare stress                                      | 11        |
| 2.7.1    | Pollution-induced community tolerance                   | 11        |
| 2.7.2    | Synergi-effekter och ko-tolerans                        | 12        |
| 2.8      | Utvalda jordar                                          | 12        |
| 2.8.1    | Göteborg, Sverige                                       | 13        |
| 2.8.2    | Kastad, Norge                                           | 14        |
| 2.9      | Val av ytterligare stress                               | 14        |
| 2.9.1    | Bly- förekomst och ekotoxikologiska egenskaper          | 14        |
| 2.9.2    | Koppar- förekomst och ekotoxikologiska egenskaper       | 15        |
| <b>3</b> | <b>UTFÖRANDE</b>                                        | <b>15</b> |
| 3.1      | Provtagning                                             | 15        |
| 3.1.1    | Utformning av provtagning                               | 15        |
| 3.2      | Laboration                                              | 16        |
| 3.2.1    | Hantering av jordprover på lab                          | 16        |
| 3.2.2    | Förberedande laborationsmätningar                       | 16        |
| 3.2.3    | Försöksdesign, tillsatser av Pb och Cu (stressfaktorer) | 16        |
| 3.2.4    | Jordrespirationsmätningar                               | 16        |
| 3.2.5    | Analys av resultat (Beräkningar)                        | 18        |
| 3.3      | Statistisk analys                                       | 18        |
| <b>4</b> | <b>RESULTAT</b>                                         | <b>19</b> |
| 4.1      | Halt organiskt material                                 | 19        |
| 4.2      | Respiration                                             | 19        |
| 4.3      | Basrespiration                                          | 23        |
| 4.4      | Ytterligare stress                                      | 23        |
| <b>5</b> | <b>DISKUSSION</b>                                       | <b>27</b> |
| <b>6</b> | <b>SLUTSATSER</b>                                       | <b>30</b> |
| 6.1      | Sammanvägd bedömning                                    | 30        |
| 6.2      | Fortsatta undersökningar                                | 30        |
| <b>7</b> | <b>REFERENSER</b>                                       | <b>30</b> |

### Bilagor:

Bilaga 1. Mätdata

## 1 Inledning

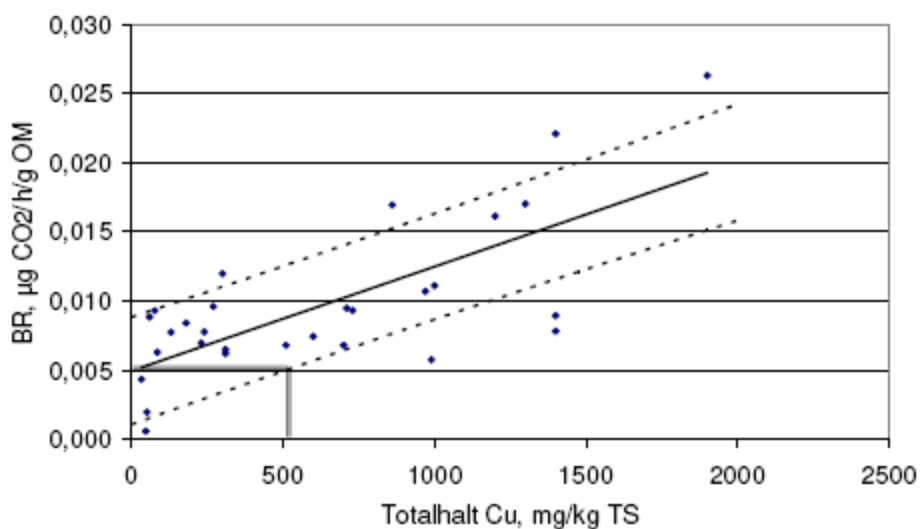
Idag är många områden i Sverige förorenade, främst av mänsklig aktivitet men även naturligt höga halter av tungmetaller förekommer. Exempel på områden med naturligt höga halter är Skelleftefältet i norra Västerbotten som är ett av världens mineralrikaste områden med främst sulfidmalmer. Till följd av den kemiska vittringen frigörs metallerna till ovanliggande jord (Låg m.fl. 1969). Föroreningar som förekommer på grund av mänsklig aktivitet är främst tungmetaller och pesticider och de har som följd ackumulerats i miljön (Boivin m.fl. 2002). Tidigare industri är den främsta orsaken till föroreningarna och i flera fall utgör äldre deponier större risk än dagens miljöfarliga verksamhet (Naturvårdverket 2009a). Uppemot 80000 antropogent förorenade områden är idag identifierade i Sverige (Naturvårdverket 2010). Det svenska miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö anger inriktningen på arbetet för en långsiktig ekologisk hållbar miljö och enligt detta ska områden som utgör en risk för miljö och människors hälsa vara åtgärdade så till den grad att problemen anses vara lösta till år 2050 (Miljömålsportalen 2010).

Vid riskbedömning av förorenade områden tas främst hänsyn till de aktuella koncentrationer som finns i systemet och dess påverkan på människors hälsa. Metoderna genererar ett resultat med många områden som klassificeras som förorenade och därför i behov av efterbehandling, ofta i form av sanering. Även EU:s direktiv om förorenad mark baseras främst på kända effekter av metaller på människor och djur (Brookes 1995). Att sanera alla de områden som klassas som riskområden skulle vara mycket dyrt och ta mycket lång tid och därför har frågan om ekotoxikologiska metoder kommit i fokus som en hjälp att bedöma påverkan och vidare saneringsbehovet. Enligt Naturvårdverket ska markens funktioner skyddas men få metoder finns för att bedöma påverkan av föroreningar på ekosystem. De metoder som finns är endast vagt testade, då främst på naturligt organiska jordar, och bevis för att metoderna är användbara i olika miljöer saknas. Inom konsultbranschen arbetar man sällan i naturliga jordar utan mest i fyllnadsmassor med lågt innehåll av ler och organiskt material. En betydande skillnad i respons är sannolik och det är därför viktigt att bevisa att testerna fungerar även på fyllnadsjordar.

En stor del av biomassan, biodiversiteten och olika processer i ekosystem förekommer i den mikrobiella världen (Rutgers och Breure 1999). Mikroberna är därför den största och mest påverkade gruppen av organismer genom sin direkta kontakt med jorden och dess föroreningar (Tobor-Kaplon m.fl. 2005). Mikroorganismer är därför teoretiskt en bra indikator på hur föroreningar påverkar ett ekosystem men då ekosystem är mycket komplexa är det idag en utmaning för ekologer och ekotoxikologer att påvisa föroreningars effekter och direkt länka förorening och effekt (Boivin m.fl. 2002). Vid provtagning bör alltid referensprov tas, i detta fall på jord som inte är förorenad för att få jämförbara resultat. Problemet vid provtagning av denna typ är vad som ska användas som referensprov då prov från ostörd mark kan ge annorlunda utslag pga. en annan textur, halt organiskt material, fuktighetshållande förmåga etc. Lösningen kan i detta fall vara att som

vid provtagningen i Annedal (Lundgren m.fl. 2009) ta prover i en gradient längs med föroreningshalter för att få ett internt referensprov att jämföra med.

Mikroorganismernas respiration är en tydlig indikator på effekter av föroreningar eftersom det är ett mått på nedbrytningen av organiskt material (Fitter m.fl. 2005). Respirationen minskar generellt med halt av förorening och tungmetaller är föroreningar som är kända för att hämma nedbrytning av organiskt material (Berg m.fl. 1991), jordrespiration och även den mikrobiella biomassan (Bååth 1989). Genom att mäta mikroorganismernas respiration, dvs. nedbrytning av organiskt material, fås ett mått på hur mikrobernas aktivitet påverkas när ekosystemet påverkas av föroreningar. Tidigare undersökningar (Lundgren m.fl. 2009) visar dock på en ökning i respiration med halt förorening (figur 1) vilket är ett problem för tolkningen och riskbedömningen. Beskrivningen av puckeln skiljer sig åt. Yachi och Loreau (1999) menar att samhället utvecklat en tålighet genom olika slag av adaption och ser därför puckeln som något bra. Odum (1981) menar däremot att puckeln är ett tecken på stress, där mikroorganismerna ökar respirationen för att klara av föroreningen och att de vid en ytterligare stress sannolikt inte skulle överleva. För att respirationstester ska användas som en vedertagen ekotoxikologisk metod vid riskbedömning krävs en utvärdering av vad denna puckel verkligen representerar.



Figur 1. Basrespirationen som funktion av totalhalten Cu. Respirationen ökar med ökad halt Cu. (Lundgren m.fl. 2009).

## 1.1 Syfte

Syftet med denna undersökning är att testa och utvärdera om respirationstester är en ekotoxikologisk metod som kan användas vid riskbedömning av förorenade fyllnadsjordar genom att undersöka och bestämma puckelns orsak. I projektet undersöks två olika områden med höga blyhalter. Från Göteborg, Sverige, tas prover från förorenade

fyllnadsjordar där tidigare industri stått för den huvudsakliga kontamineringen. Från Kastad, Norge, tas prover från naturliga jordar där berggrunden är mycket blyrik och därmed genererar mycket höga blyhalter i jorden. Hur effekterna av en ytterligare pålagd akut stress varierar undersöks genom tillsatts av Pb och Cu i olika koncentrationer.

## **1.2 Avgränsningar**

Föroreningar som testas är Pb och Cu. Analys och utvärdering är på basrespiration och variationen vid tillsats av ytterligare stress. SIR, laggtid och my analyseras inte vidare.

## **2 Bakgrund**

### **2.1 Riskbedömning av förorenad mark**

Ekologiska riskbedömningar definieras som en process där utvärdering av sannolikheten att negativa effekter förekommer eller kan komma att inträffa som resultat av stress på grund av föroreningar görs (USEPA 1992). Det bedöms vara en flexibel process för att organisera och analysera data, information, antaganden och osäkerheter för att kunna uppskatta eventuella negativa ekologiska effekter. Ekologiska riskbedömningar kan användas för att förutse sannolikheten för framtida negativa effekter från en förorening eller för att bedöma sannolikheten att effekterna härrör från föroreningar som tidigare förekommit i området (USEPA 1998). Vid riskbedömningar är det viktigt att kunna bevisa föroreningars direkta effekt på ekosystemet och mikroorganismer, men då en jord består av många delar som kan inverka och påverka resultaten är det svårt att direkt få fram denna bevisning (Boivin m.fl. 2002) och att göra standardiserade riskbedömningar (van Beelen och Doelman 1996). Varje jord har en egen unik mikroflora, olika mikrobisk aktivitet och andra jordegenskaper vilket innebär att en förorening som inom ett område innebär en negativ effekt i ett annat område ger ringa eller inga negativa effekter (USEPA 1998).

En platsspecifik markekologisk undersökning är därför mycket viktig att genomföra vid varje riskbedömning, föroreningarnas omfattning och spridning ger mycket viktiga svar om risker för negativa effekter på människa och miljö (Naturvårdsverket 2009b). För att en risk ska föreligga vid ett förorenat område krävs inte bara en existens av en förorening utan också en möjlig spridnings- och transportväg (figur 2). Därefter måste det också inom området finnas skyddsobjekt som kan ta skada av föroreningen (Naturvårdsverket 2009c).



*Figur 2. En risk föreligger om det finns en förorening som genom transport når skyddsobjekt där en negativ effekt kan uppstå (Naturvårdsverket 2009c).*

## 2.2 Ekotoxikologiska tester

I samband med en platsspecifik riskbedömning bör, enligt Naturvårdsverket (2009b), i alla steg ekotoxikologiska tester utföras. Resultaten hjälper till vid bedömningen av föroreningarnas påverkan på ekosystemet (Paton m.fl. 2006) då mikroorganismer i jord och sediment är bland de mest känsliga för föroreningar. De påverkas av en stor del av markfunktionerna och är därför tydliga indikatorer på en förändring (Brookes 1995, van Beelen och Doelman 1996). I denna rapport kommer inte metoderna att beskrivas, det finns flera utarbetade ekotoxikologiska tester i rapporten Ecological Risk Assessment of Contaminated Land (Jensen och Mesman 2006).

## 2.3 Markmikrobiologi

Det finns många anledningar att inkludera den mikrobiella världen i riskbedömningar: Mikrobiella samhällen tros ha en mycket hög diversitet, uppskattningsvis finns ca 13000 arter av bakterier närvarande i ett gram jord (Torsvik m.fl. 1990). Mikroorganismer lever i en intim kontakt och integration med sin omgivning och reagerar därför snabbt och känsligt mot föroreningar (van Beelen och Doelman 1996). Det finns många bevis för att mikroorganismer är mycket mer känsliga mot stress av tungmetaller jämfört med djur och växter (Giller m.fl. 1998) och kan därför användas som tidiga indikatorer på stress i ett ekosystem. Bland annat är CO<sub>2</sub>-produktion i jord en process som huvudsakligen styrs av rötternas respiration (andning) och den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material (Davidson och Janssens 2006).

## 2.4 Ekotoxikologi

Tungmetaller (Cu, Ni, Cd, Zn, Cr and Pb) är några av de kvantitativt viktigaste föroreningarna i ett ekosystem (Slooff 1992). De bryts inte ned och är i vissa fall orörliga varför de tenderar att finnas kvar i ekosystemet under en mycket lång period. I praktiken innebär detta att metallerna endast kan tas bort från jorden genom att ta bort jorden i sig,



vilket inte alltid är möjligt. Källorna till tungmetallerna i jorden är många men industri står för den främsta spridningen (Brookes 1995).

Metaller spelar en avgörande roll i livsprocessen för mikroorganismer. Vissa metaller, såsom Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni och Zn är essentiella metaller då de verkar som näringsämnen för organismer. Likväl blir även de i för höga koncentrationer toxiska för mikroorganismer (Ji och Silver 1995). Andra metaller fyller ingen biologisk roll, såsom Ag, Al, Au, Cd, Hg och Pb och är inte viktiga för organismsamhället vilket gör dem giftiga även i låga koncentrationer (Bruins m.fl. 2000). Metaller i överskott kan negativt påverka cellers genetiska struktur då de tas upp på samma vis som näringsämnen. De kan generera förändringar i membranens permeabilitet, möjlighet att vidare uppta näringsämnen och byta ut viktiga joner i cellen (Patra m.fl. 2004). Tungmetallernas påverkan kan leda till stress när cellerna försöker motverka effekterna och leder vid höga halter till celldöd.

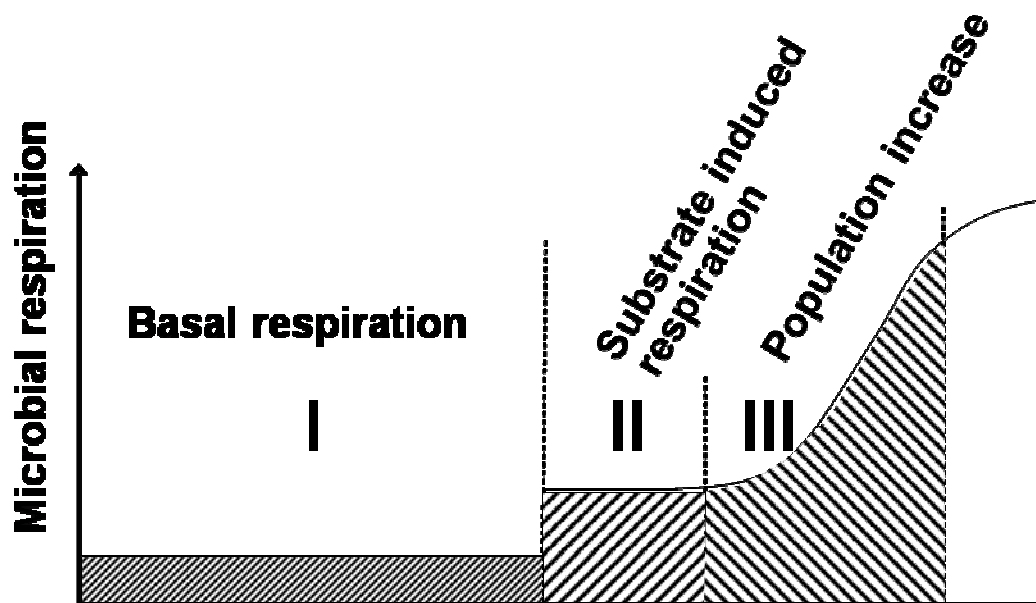
Mikrobiella samhällen påverkas inte enbart av tungmetallernas närvaro utan även av andra miljöfaktorer så som pH, mängd organiskt material, temperatur och vattenhalt (Cotrufo m.fl. 1995, Pennanen 2001). Den totala halten av förorening i ett ekosystem är sällan därför också biotillgänglig (Giller m.fl. 1998). Biotillgängligheten av föroreningarna för mikroorganismer är av största vikt när utvärdering av effekter görs (Fent 2003). I jord kan tungmetaller bindas till lerpartiklar (Hodgson 1963), organiskt material som humussyror och fulvosyror och protein och det är därför de fria metalljonerna som är de mest toxiska då de är som mest biotillgängliga (Giller m.fl. 1998). Hur biotillgängligheten påverkas av pH diskuteras, Giller m.fl. (1998) och Smolders m.fl. (2004) skriver att inverkan av pH inte är konkret och beror till stor del på vilken metall som avses.

## 2.5 Respirationstester

Nedbrytningen av organiskt material i jord är en process som drivs av mikroorganismernas respiration. Den är ett mått på aktiviteten vilket beroende på jordart, mängd organiskt material, pH, eventuella föroreningars närvaro, typ av organismer och aktivitet ovan jord är individuell för varje sajt. Den kontinuerliga mätningen av jordrespirationen är en metod som kan ge värdefull information om de parametrar som påverkar mikrobiell aktivitet, så som nedbrytning av substrat (Drobnik 1960), bestämning av mikrobiell biomassa (Anderson och Domsch 1978) och effekter av tungmetaller (Doelman och Haanstra 1979, Bååth 1989).

Att mäta respirationen i fält genererar enorma fluktuationer och resultaten riskerar därmed att bli otydbara. Genom att med kontrollerade parametrar i laboratorium mäta respirationen får man ett resultat som är betydligt lättare att tolka där respirationen blir mer specifik och tydlig. Genom att mäta respirationen i förhållande till mängden organiskt material standardiseras också värdena (Brookes 1995).

De olika parametrarna som mäts är: basrespiration, BR, som är ett mått på den naturliga nedbrytningen av det organiska materialet, SIR, som är den substratinducerade respirationen som uppkommer efter en substrattillsatts och är ett mått på den potential som finns hos de befintliga mikroorganismerna att bryta ned organiskt material, laggtid som är den tid från tillsatts av SIR till starten av den exponentiella tillväxten och den exponentiella tillväxten (my) (figur 3).



Figur 3. Schematisk figur som illustrerar de olika tillväxtfaserna.

## 2.6 Tidigare respirationsresultat

Tidigare respirationstester i skogsjordar förorenade med Cu och Zn (Nordgren m.fl.1983) visar på en negativ korrelation mellan jordrespiration och halt av tungmetall, där en minskning av respiration med upp till 75 % längs gradienten sågs. Giller m.fl. (1998) beskriver att en ökad respiration är vanligt i den mikrobiella biomassan i en jord som är förorenad. En tidigare studie gjord inom Tyréns AB är den miljögeotekniska undersökningen i Annedal (Lundgren m.fl. 2009) där jordar längs en gradient i ett förorenat område testades på respiration. Inga tillsatser gjordes och det var endast den aktuella respirationen som var intressant och aktuell att undersöka. En ökning av respiration med halt av Cu i marken upptäcktes upp till en halt av Cu på 500 mg/kg TS. Vad som orsakar denna ökning i mätningen diskuteras av Naeem och Li (1997). Ökningen är ett resultat av mikroorganismernas metaboliska adaptation gentemot stressen där ökad halt av förorening i marken innebär att organismerna får lägga mer och mer energi på att fokusera på att "ta hand om" föroreningen istället för att "göra sitt vanliga jobb"; att bryta ned organiskt material. Ökningen visar alltså att mikroorganismerna blir mer och mer stressade.

## 2.7 Ytterligare stress

För att testa vid vilken föroreningsnivå stresståligheten sjunker tillsätts en ytterligare stress. Hur ekosystem motstår föroreningar och ytterligare stress är ett komplext ämne. Det existerar idag två olika koncept angående stabilitet i ett ekosystem (Tobor-Kaplon m.fl. 2006). Det första förutser att ett opåverkat system är mer stabilt då det innehåller en större variation av organismer som tillåter samhället att behålla funktionen ifall samhället blir stressat (Yachi och Loreau 1999). Det andra alternativet förutser redan stressade system vara mer tåliga till en ytterligare stress. Genom en lång tid av utsatthet för en stress har samhället utvecklat en tålighet genom adaptation och fysiska förändringar vilket innebär att funktioner kan bibehållas vid tillsats av en ytterligare stress med liknande egenskaper som den redan befintliga (Odum 1981). Ersättandet av mer tåliga organismer då en stress inkommer i systemet är dock inte bara positivt, genom att effekten ofta visar sig som en minskning av den biologiska mångfalden ses effekten av den utvecklade tåligheten i flera fall som negativ (van Beelen och Doelman 1996, Naeem och Li 1997).

### 2.7.1 Pollution-induced community tolerance

På grund av den naturliga variationen och flera andra effekter som involveras i ett ekosystem är det svårt att direkt bevisa en specifik förorenings giftighet och att bevisa sambandet mellan förorenings giftighet och effekterna i ett mikrobiellt samhälle (Lock och Janssen 2005). PICT, pollution-induced community tolerance, baseras på fenomenet att samhällen skiftar mot mer toleranta när föroreningar närvarar (Blanck m.fl. 1988, Boivin m.fl. 2002, Lock och Janssen 2005). För att upprätthålla livskraftigheten när en förorening hotar systemet måste det mikrobiella samhället utveckla toleranta mekanismer, antingen genom genetisk eller fysisk (metabolisk) adaptation eller genom att ersätta känsliga organismer med mer tåliga (Rutgers 1999, Salminen m.fl. 2001). I det senare fallet genereras ett samhälle med en minskad biodiversitet där organismer som är mer tåliga mot en specifik förorening dominerar (Lock och Janssen 2005). Resultatet syns genom att aktiviteten i samhället upprätthålls trots förorenings närvaro och enligt Siciliano och Roy (1999) är toleransen i det mikrobiella samhället proportionellt mot den in situ dos av förorening som förekommer. Som ett bevis på att samhället utvecklat en tolerans (att PICT finns) måste respirationen vid en ytterligare stress, med liknande egenskaper som den första, antingen öka eller vara konstant.

PICT har i flera försök använts för att påvisa effekter på ekosystem. Diaz-Ravina och Bååth (1996) testade PICT när olika tungmetaller (Ni, Cd, Cu och Zn) tillsattes jord med olika föroreningshalter i laboratorium. Salminen m.fl. (2001) testade PICT för Zn-kontaminerade sajter i Nederländerna och Bååth (1992) visade att mikroorganismer anpassar sig till förhöjda halter av förorening när jord förorenad av Cu testades.

van Beelen m.fl. (2001, 2004) bedömer att PICT-metoden kan användas för att kvantifiera de fraktioner av den ursprungliga biologiska mångfalden som är hämmad vid en specifik

föroreningskoncentration och rekommenderar att använda metoden som steg nummer två vid platsspecifika riskbedömningar, näst efter att en kemisk utvärdering av sajten är gjord.

### 2.7.2 Synergi-effekter och ko-tolerans

När ett samhälle utvecklar en tolerans mot en förorening innebär det vidare att det blir extra känsligt mot en annan typ av förorening, där egenskaper skiljer sig från den befintliga föroreningen (Vinebrooke m.fl. 2004). Detta innebär vidare att nya föroreningar och även nya kombinationer av föroreningar riskerar att generera en ännu större negativ påverkan på ekosystemet då de arter och det samhälle som först utvecklat en tolerans inte har de egenskaper som krävs för att klara av den ytterligare stressen. I de fall en ytterligare stress har lika egenskaper som den befintliga bibehålls funktionerna och aktiviteten genom den redan utvecklade toleransen. Exempel på ko-tolerans är tungmetaller med lika egenskaper (storlek, giftighet etc.) eller ämnen inom liknande fenolgrupper (Aldén Demoling och Bååth 2008).

## 2.8 Utvalda jordar

Undersökningsområdena är valda utefter de kända halter av tungmetaller som förekommer och för att området i Norge har naturligt höga halter och området i Sverige är industriellt förorenat. Området i Norge är valt då det ger möjlighet att testa effekten för en längre gradient av blyhalter. För att effekterna ska kunna jämföras med varandra krävs att de uppvisar samma ekotoxmönster som proverna tagna från Göteborg, vilket också är troligt eftersom de är tagna ur mineraljord och därmed inte skiljer sig åt så mycket i halt organiskt material. Halterna på alla prov är analyserade på lab genom upplösning i salpetersyra och genom analys av ICP-AES eller ICP-MS. Namn på proverna, jordartstyp, halt OM och halt Pb (mg/kg TS) för varje prov redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Beskrivning av proverna som används i försöket.

| Namn:     | Område:  | Jordart:                | Pb (mg/kg TS):    |
|-----------|----------|-------------------------|-------------------|
| TY 302    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 6                 |
| TY 361    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 48                |
| TY 308    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 140               |
| TY 339    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 410               |
| TY 310    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 480               |
| TY 262    | Göteborg | Fyllnadsjord            | 1000              |
| Control 1 | Kastad   | Sand                    | 74                |
| Control 5 | Kastad   | Sand                    | 2500              |
| Control 4 | Kastad   | Morän                   | 2674 <sup>1</sup> |
| Vacc 1    | Kastad   | Morän med hög organhalt | 7400              |
| Lead 1    | Kastad   | Morän                   | 13800             |
| Vacc 2    | Kastad   | Morän                   | 18300             |
| Vacc 3    | Kastad   | Morän                   | 19600             |
| Grass 2   | Kastad   | Morän med hög organhalt | 25600             |
| Grass 1   | Kastad   | Morän                   | 35500             |

<sup>1</sup> Prov Control 4 är uppmätt med röntgen-spektrofotometri med hjälp av XRF-instrument.

Naturvårdsverkets riktvärden för bly i mark är för MKM (mindre känslig markanvändning) 200 mg/kg TS och för KM (känslig markanvändning) 50 mg/kg TS Naturvårdsverket (2009d). Världshälsoorganisationen, WHO (2000), har satt gemensamma riktvärden för de halter som är rekommenderade dagliga intag till 25 mg per kilo kroppsvikt per vecka vilket motsvarar 200-250 mikrogram bly per dag för en vuxen människa. I Sverige är det dagliga intaget betydligt lägre, ca 15-50 mikrogram per dag (Livsmedelsverket 2009).

## 2.8.1 Göteborg, Sverige

Området är tidigare undersökt av WSP (Borgelsson 2006) för den aktuella Marieholmsförbindelsen. De undersökningarna visar på höga halter av bly, över gränsvärdet för MKM. Följande områdesbeskrivning är en sammanställning av den inventeringen.

Området består till största delen av sur till intermediär intrusiv bergart som t.ex. granodiorit från paleoproterozoikum (ca 1,66-1,61Ga). Även en del sedimentära bergarter som sandsten, gråvacka och lerskiffer förekommer och i vissa delar återfinns mindre partier med nyare intrusiva bergarter (SGU 2009). Största delen av området består av svämsediment och postglacial finlera med mycket varierande mäktighet, mellan 0-100 meter. Detta överlagras av fyllnadsmaterial med ganska måttlig mäktighet. Materialet är av okänt ursprung.

Grundvattentillgången i området är sparsam och är riktad mot Göta älv och Sävån. Största delen av nederbörden avrinner i form av ytvatten då den största delen av ytan är hårdgjort (asfalt och byggnader). Ytvattenavrinningen sker främst via dagvattenbrunnar inom hårdgjorda ytor men även via vägdiken och diffusa utlopp.

## 2.8.2 Kastad, Norge

Området, som ligger 6,5 km norr om Gjøvik, Norge, är ett naturreservat och är tidigare beskrivet av Låg m.fl. (1969) som undersökte området med avseende på höga blyhalter som tidigare påträffats av Hvatum (1965). Blyhalter som var upp till 1600 gånger högre än andra områden inom samma distrikt uppmättes. Den totala mängden bly i de översta 25 cm inom det 100 m<sup>2</sup> stora området var minst ett ton. Koncentrationerna av Cu, Ni, V, Mn, Co och Ag var inte onormala. Ett tydligt mönster mellan vegetationsmängd och blyhalt återfanns där en hög blyhalt genererar en sparsam vegetation. Endast två arter, kruståtel (*Deschampsia flexuosa*) och brun bägarlav (*Cladonia chlorophaea*) återfinns inom hela området oavsett blyhalt och även vegetationen inom området visade på onormalt höga koncentrationer av bly. Följande områdesbeskrivning är en sammanställning av den tidigare undersökningen.

Området hör till den sydöstra gränsen av Kaledoniska bergskedjan och är övertäckt av kambro-siluriska sediment sedan den kaledoniska orogenesen. Resultatet syns som överlappande strukturer med lager av varierande komposition och ålder. Största delen av området täcks av ett ca 1 meter tjockt finsandigt moränlager. Jorden runt om det vegetationsfattiga området kännetecknas av podsols-profiler. Där vegetationen är knapp finns svag podsolisation med 0-5 cm av bleka horisonter. Där vegetationen är obefintlig återfinns ingen riktig jordfunktion. Humuslagret varierar i tjocklek från en till sex centimeter. Någon tidigare undersökning om grundvatten och ytvatten finns inte.

## 2.9 Val av ytterligare stress

Bly valdes som ytterligare stress då jordproverna huvudsakligen är förorenade av just bly. Det ger också möjlighet att se tecken på PICT. Stresståligheten testades också med koppar, som har annan toxisk verkan än bly, och därmed undviks ko-tolerans.

### 2.9.1 Bly- förekomst och ekotoxikologiska egenskaper

Tungmetallen bly, Pb, är en allmänt förekommande förorening i ekosystemen. Sedan införandet av blyfri bensin har halterna i luft och människor minskat betydligt. Även om en hel del spridning har minskat finns en hel del föroreningar kvar i mark och vatten vilket till störst del beror på att bly inte bryts ned (Livsmedelsverket 2009). Bly finns också naturligt i berggrunden, då i mycket låga halter och är således inte den enda källan till föroreningssituationen av bly. I atmosfären kan bly transporteras mycket långt då det generellt förekommer i form av mycket små partiklar och därmed kan transporteras med vind och nederbörd (WHO 2001). De flesta människor idag får sitt dagliga intag av bly från mat, vätska och genom inandning (WHO 2001). Lätta symptom på blyförgiftning är

trötthet och dålig aptit (Livsmedelsverket 2009). Vidare exponering av bly kan ge skador på nervsystemet, försämrad kognitiv utveckling och försämrad intellektuell prestationsförmåga.

Effekterna av bly beror främst på mängd, tid i jord och vilka organismer som närvarar. De främsta processer som påverkas är fotosyntesen, näringsupptag och enzymatiska aktiviteter (Patra m.fl. 2004).

### 2.9.2 Koppar- förekomst och ekotoxikologiska egenskaper

Koppar finns som spårämne i nästan alla bergarter och jordarter. Normalt ligger halterna mellan 20 och 90 mg Cu/kg TS. I vissa områden återfinns koppar i högre koncentrerade former, då oftast i sulfid- och silikatfyndigheter och i karbonatrika bergarter (Copperinfo 2010a). Ämnet verkar i ett flertal processer i kroppen som utför specifika metaboliska funktioner (Copperinfo 2010b). Koppar är viktigt för tillväxt, utvecklande och upprätthållande av ben, hjärna och hjärta. Människokroppen har en bra förmåga att ta hand om koppar men en för hög koncentration kan leda till skada på organ och sjukdom. Samtidigt är koppar så pass essentiell att även för lite koppar i kroppen kan leda till skada, då förrådet i levern tar slut och kan skada organ (Copperinfo 2010c). Koppar är mycket toxiskt i den fria formen  $\text{Cu}_2^+$  och  $\text{CuOH}^+$  och i ett ekosystem är mikroorganismerna de mest känsliga (Zevenhuisen m.fl. 1979). Konsekvenserna är allvarliga för omsättningen av näringsämnen i jorden och därmed också för växtligheten. Vid koncentrationer på 10-50 mg Cu/kg TS har mikrobiella slutskenen setts (Jensen och Pedersen 2006).

## 3 Utförande

### 3.1 Provtagning

#### 3.1.1 Utformning av provtagning

Inom området runt Göteborg provtogs jord, sediment och grundvatten 2003-2004 av personal från WSP Samhällsbyggnad. Prover togs där föroreningar förväntades utefter inventeringen som tidigare var gjord. Sammanlagt gjordes 113 skruvborrningar, det togs 10 sedimentprov, 13 prov ur grundvattenrör och 6 grundvattenprov. Vid provtagning av jord borstades borrhjulet ren från löst material efter varje provtagning och rengjordes med vatten. Jordprover uttogs generellt som samlingsprov för varje halvmeter ner till 3 respektive 5 meter under markytan. Proverna förvarades därefter i kylskåp innan vidare transport.

I Kastad grävdes under 2009 15 gropar, 20\*20 cm och jordprov togs från varje 10 cm. Provtagare var Mark Smits. Groparna i Kastad grävdes med spade och samlingsprov togs från varje 10 cm. Proverna samlades i zip-påsar och förvarades i frysbox under tiden i fält innan de skickades till lab.

## 3.2 Laboration

### 3.2.1 Hantering av jordprover på lab

Efter provtagningen förvarades proverna i frys fram till transport och efter homogenisering i kyl. Innan proverna vägdes upp för försöken i respiconden homogeniserades dem där levande rötter och stenar plockades bort. Under hantering av proverna har handskar och skyddsrock använts då höga metallhalter är standard i alla prover.

### 3.2.2 Förberedande laborationsmätningar

I detta försök mäts endast heterotrof respiration. För att skilja från den totala respirationen sorteras rötter och dylikt ur jorden innan försöken för att återstoden av respirationen endast ska vara ett resultat på mikroorganismernas aktivitet. Bestämning av torrsubstans gjordes genom att väga upp ca 5 g prov i degel som sedan fick torka i ugn under 20 h på 105° C. Viktminskningen representerar vattenhalt och återstoden torrsubstans. Halten organiskt material bestämdes genom att det torkade provet brändes i ugn under ca 4 h på 450° C. Viktminskningen motsvarar mängden organiskt material i provet.

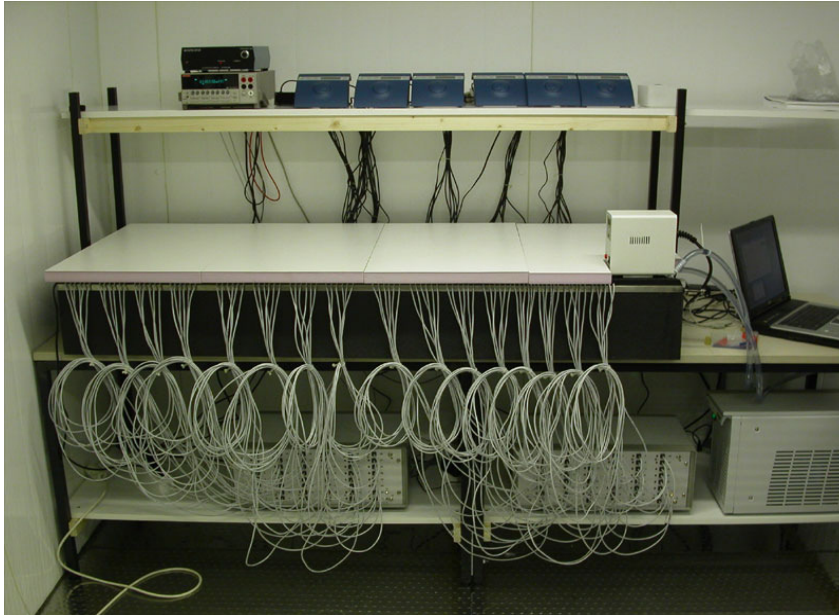
### 3.2.3 Försöksdesign, tillsatser av Pb och Cu (stressfaktorer)

Jordarna testades dels genom en tillsatts av en ytterligare stress i form av den redan befintliga (Pb), dels genom en ytterligare stress som inte i så stor mängd från början fanns i proverna (Cu). Olika halter tillsatts valdes utefter halten av den befintliga stressen och som lämpliga salter valdes  $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{CO}_2)_2$  och  $\text{Cu}(\text{SO}_4)$  (bilaga 1). Salterna tillsattes i form av lösning på 5 ml. Som substrat till den indicerade respirationen valdes en blandning av glukos ( $\text{C}_6\text{H}_7\text{O}(\text{OH})_5$ ), ammoniumsulfat ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) och kaliumsulfat ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) med förhållande 12:6:1. Den totala massan av substrat som tillsattes till varje prov var 0,119 g.

### 3.2.4 Jordrespirationsmätningar

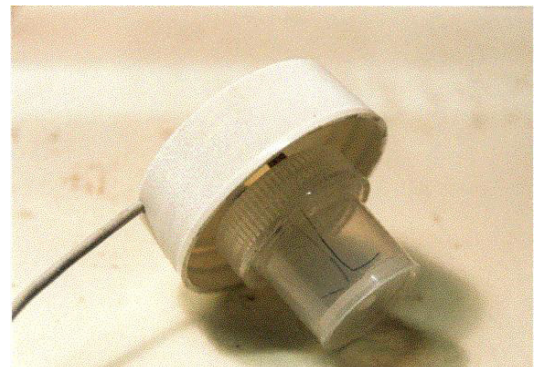
Provernas vattenhalt ställdes med hjälp av sugplattor vid ett tryck på -25kPa för att optimera förhållandena för den mikrobiella tillväxten (Ilstedt m.fl. 2000). En representativ halt torrsvikt vägdes upp i 250 ml-plastburkar i en respirometer (Respicond IV, Nordgren Innovations, Djäkneboda, Sweden) som tidigare är beskriven av Nordgren (1988). Respirometern använder kaliumhydroxid (KOH) för att fånga respirerad  $\text{CO}_2$  från proverna och platina elektroder för att mäta förändringen av konduktivitet i KOH-lösningen. Minskningen i konduktivitet används sedan för att beräkna mängden respirerad  $\text{CO}_2$ . Den grundläggande enheten är tillverkad av plast. Anslutet till locket på plastburken sitter en mindre burk innehållande konduktivitetscellen som innehåller KOH-lösningen (lut) och platinaelektroder (bild 1). Totalt består systemet av 96 burkar placerade i vattenbad som täcks över med frigolitskivor för att minimera temperatursvängningar (bild 2) (Nordgren 1988).





*Bild 1. Respicond IV. Burkarna är placerade i vattenbad som täcks över med frigolitskivor. (Foto Nordgren)*

Respirationen mättes varje timme vid 20°C (Nordgren 1988, 1992). Jordarna hanterades i kronologisk ordning utefter halten bly. Därefter tillsattes den ytterligare stressen i form av lösning, även de i kronologisk ordning utefter halt av tungmetallen. Då tillsatsen var i lösning läts proverna i två dygn stå i rumstemperatur för att låta vattnet avdunsta. Basrespirationen mättes under två veckor och därefter gjordes tillsatsen av glukos och efter ytterligare en vecka var mätningarna klara.



*Bild 2. Lock med kopp för lut och elektroder (Foto Nordgren).*

### 3.2.5 Analys av resultat (Beräkningar)

Alla värden normaliserades mot 1 g OM genom ekvationen

$$\text{respiration}_{\text{normaliserad}} = \text{respiration} / \text{OM}(\text{g}) \quad (1)$$

där respiration är den uppmätta respirationen i varje respicond-burk och OM (g) är mängden organiskt material som den uppvägd mängden i varje Burk motsvarade

OM (g) beräknades genom ekvationen

$$\text{OM}(\text{g}) = \text{OM}(\%) * \text{mängd TS}(\text{g}) / 100 \quad (2)$$

där OM (%) motsvarar mängden organiskt material i % (bestämt genom bränning av prov, se avsnitt 3.2.2) och mängd TS (g) motsvarar den mängd torrs substans som var uppvägd i varje respicond-burk.

Vidare användes endast de normaliserade värdena. Basrespirationen beräknades som ett medelvärde av ca 100 mätningar när respirationen ansågs vara stabil. Prov TY 310 uteslöts ur beräkningarna då det skiljer sig mycket från resterande. Felet är troligen ett mätfel men då inga replikat finns går det inte att vara helt säker. För fem av de 192 proverna stabiliserades aldrig respirationen, samtliga är då 2000 mg Pb/kg TS tillsätts och de mätvärden bör därför beaktas. SIR beräknades som ett medelvärde av tre timmars mätningar just efter tillsatsen. Lutningen på den exponentiella fasen beräknades ur sambandet mellan de log-transformerade halterna (mg CO<sub>2</sub>/h) och tid (h). Laggtiden beräknades sedan med ekvationen

$$\text{laggtid} = (\text{SIR} + k) / m_y \quad (3)$$

där SIR är den substratinducerade respirationen, k är konstanten i räta linjens ekvation som fås när m<sub>y</sub> tas ut och m<sub>y</sub> är lutningen på den räta linjen. Alla värden finns redovisade i bilaga 1.

För att testa provens känslighet för en andra stress delades de in i tre grupper beroende på respirationen då ingen ytterligare stress var tillsatt. Därefter jämfördes basrespirationen då en ytterligare stress tillsattes för att se om organismsamhället påverkades, antingen negativt eller positivt.

## 3.3 Statistisk analys

Statistisk testning av regressioner har skett med hjälp av mjukvaran SPSS 18.0 där undersökning om koefficienterna i regressionen är signifikant skilda från noll. p-värden under 0,05 har betraktats som signifikanta. För regressionen till de ostressade proverna gjordes också en statistisk testning med ett tredjegrads polynom.

## 4 Resultat

### 4.1 Halt organiskt material

Halt organiskt material var lågt och ganska lika bland alla proverna (tabell 2). Det skiljde inte så mycket åt mellan de två provtagningsområdena.

Tabell 2. Halt organiskt material i varje prov.

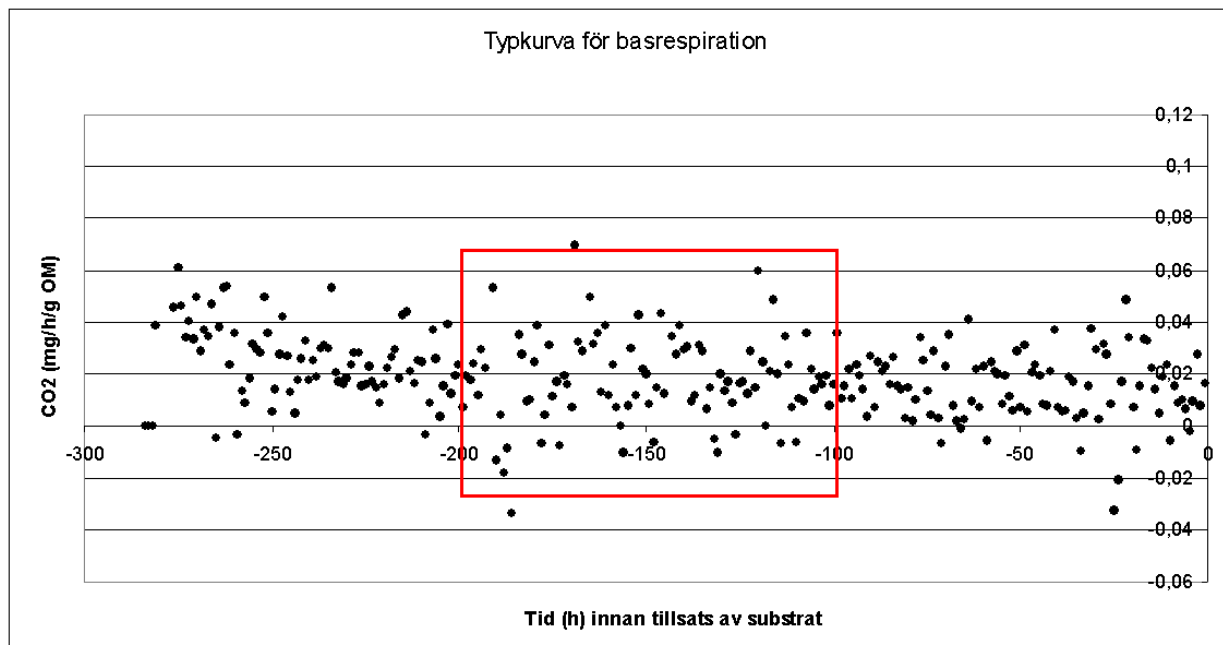
| Namn:     | Område:  | Halt organiskt material (%): |
|-----------|----------|------------------------------|
| TY 302    | Göteborg | 3,44                         |
| TY 361    | Göteborg | 1,99                         |
| TY 308    | Göteborg | 4,9                          |
| TY 339    | Göteborg | 5,74                         |
| TY 310    | Göteborg | 6,98                         |
| TY 262    | Göteborg | 10,34                        |
| Control 1 | Kastad   | 4,26                         |
| Control 5 | Kastad   | 5,09                         |
| Control 4 | Kastad   | 6,38                         |
| Vacc 1    | Kastad   | 5,95                         |
| Lead 1    | Kastad   | 3,78                         |
| Vacc 3    | Kastad   | 4,53                         |
| Vacc 2    | Kastad   | 7,58                         |
| Grass 2   | Kastad   | 5,83                         |
| Grass 1   | Kastad   | 5,18                         |

### 4.2 Respiration

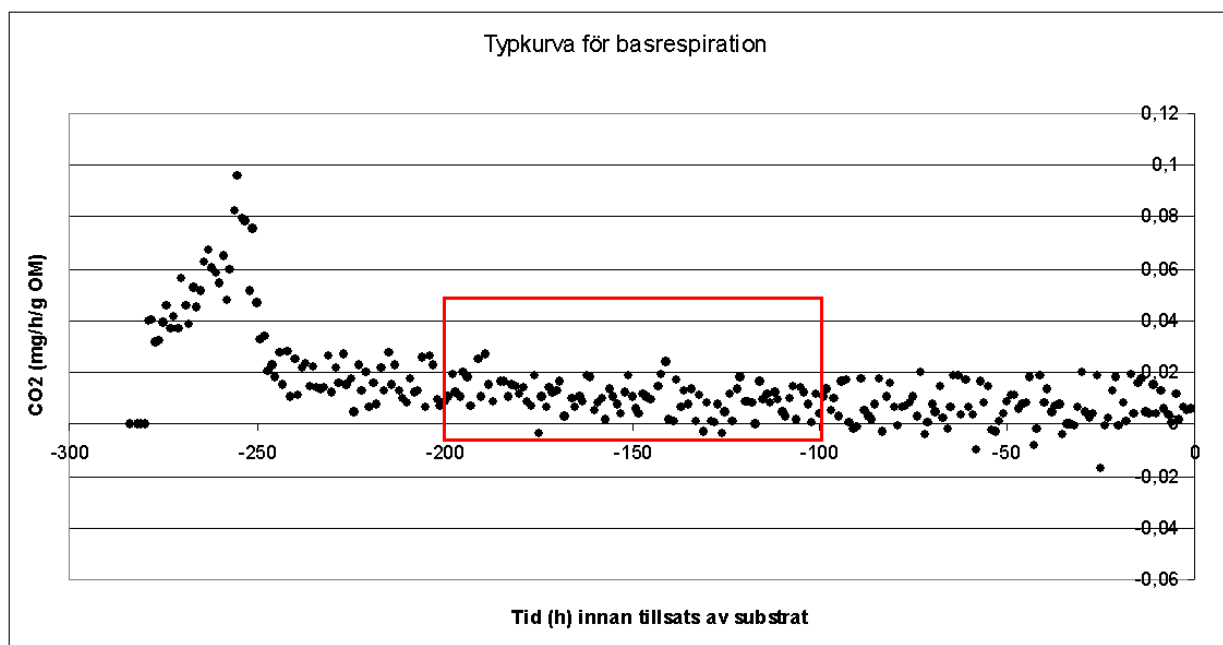
Respirationskurvorna visar hela intervallet från då den ytterligare stressen tillsattes till substrattillsatsen. De är ett mått på hur mikroorganismernas aktivitet påverkas vid de olika föroreningshalterna. Följande respirationskurvor (figur 4-9) är inte medelvärde utan endast representativa urval av typkurvor och avvikande kurvor. De flesta prov visar på stabil BR, både när den befintliga halten av Pb är låg och Pb tillsätts som en ytterligare stress (figur 4) och då den befintliga halten av Pb är hög och Pb tillsätts som en extra stress (figur 5). Även när Cu tillsätts som en extra stress visar de flesta kurvor på stabiliserande respiration, både då den befintliga Pb halten är låg (figur 6) och då den är hög (figur 7). Undantag finns dock också, prov TY 310 (figur 8) och Control 5 (figur 9) visar på ostabila värden för basrespiration. Basrespirationen är beräknad som ett medelvärde för 100 h då värdena ansågs stabila.

Erika Andersson

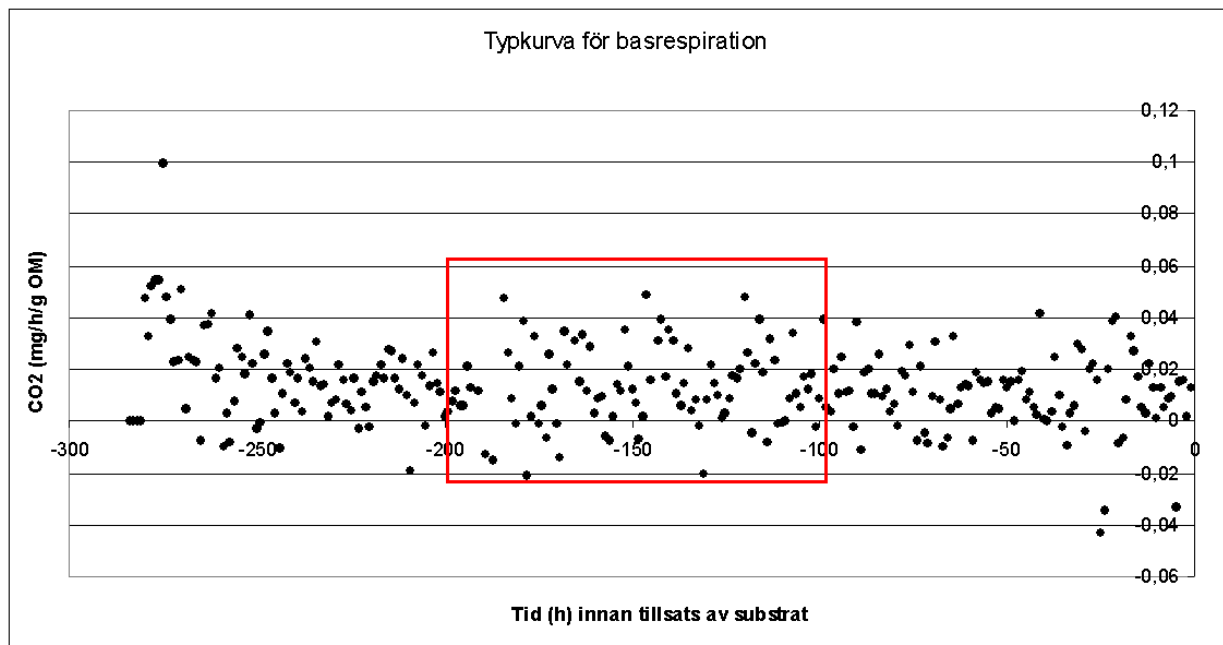
2010-06-29



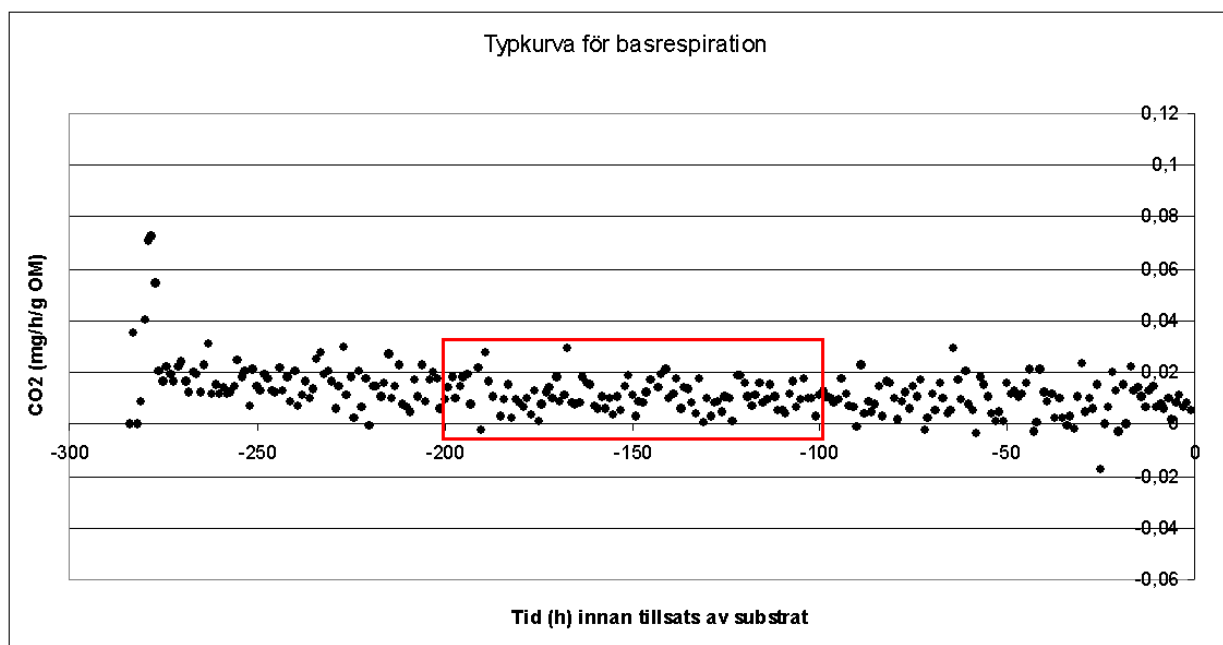
Figur 4. Typkurva för basrespiration med lägre befintlig Pb-halt då Pb tillsätts som en extra stress. Den röda markeringen motsvarar värdena som basrespiration är beräknat på.



Figur 5. Typkurva för basrespiration med högre befintlig Pb-halt då Pb tillsätts som en extra stress. Den röda markeringen motsvarar värdena som basrespiration är beräknat på.



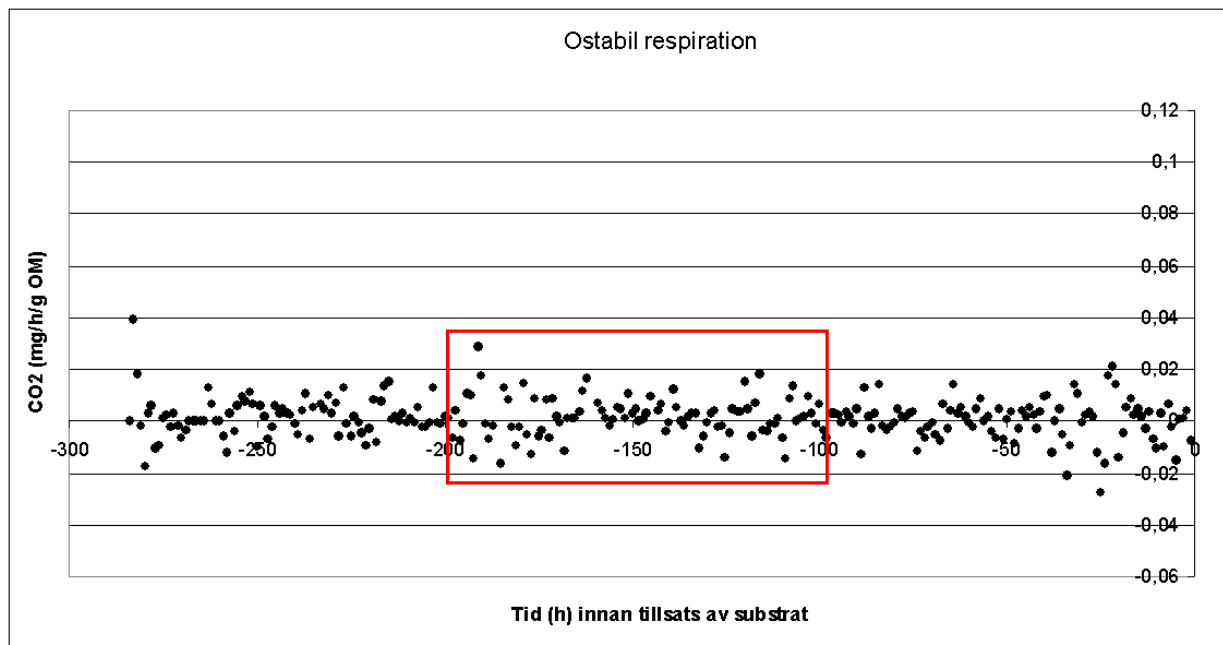
Figur 6. Typkurva för basrespiration med lägre befintlig Pb-halt då Cu tillsätts som en extra stress. Den röda markeringen motsvarar värdena som basrespiration är beräknat på.



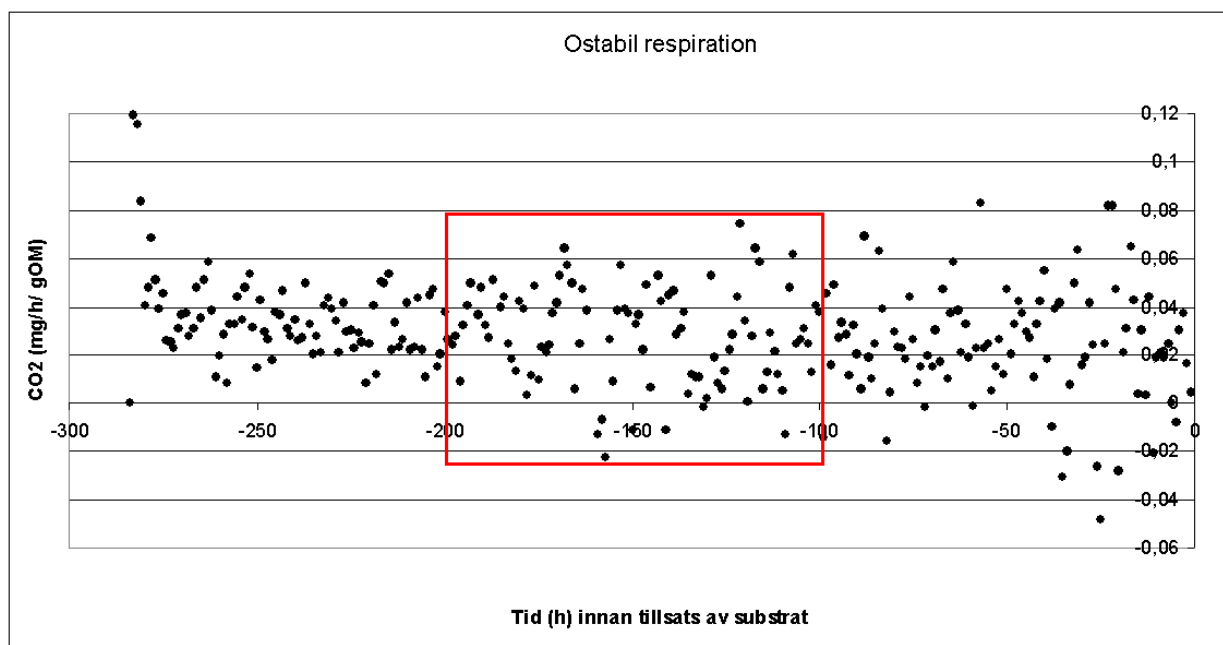
Figur 7. Typkurva för basrespiration med högre befintlig Pb-halt då Cu tillsätts som en extra stress. Den röda markeringen motsvarar värdena som basrespiration är beräknat på.

Erika Andersson

2010-06-29



Figur 8. Basrespiration för TY 310 när ingen extra stress är tillsatt. Värdena stabiliseras ej och många är negativa. Den röda markeringen motsvarar värden som basrespirationen är beräknad på.



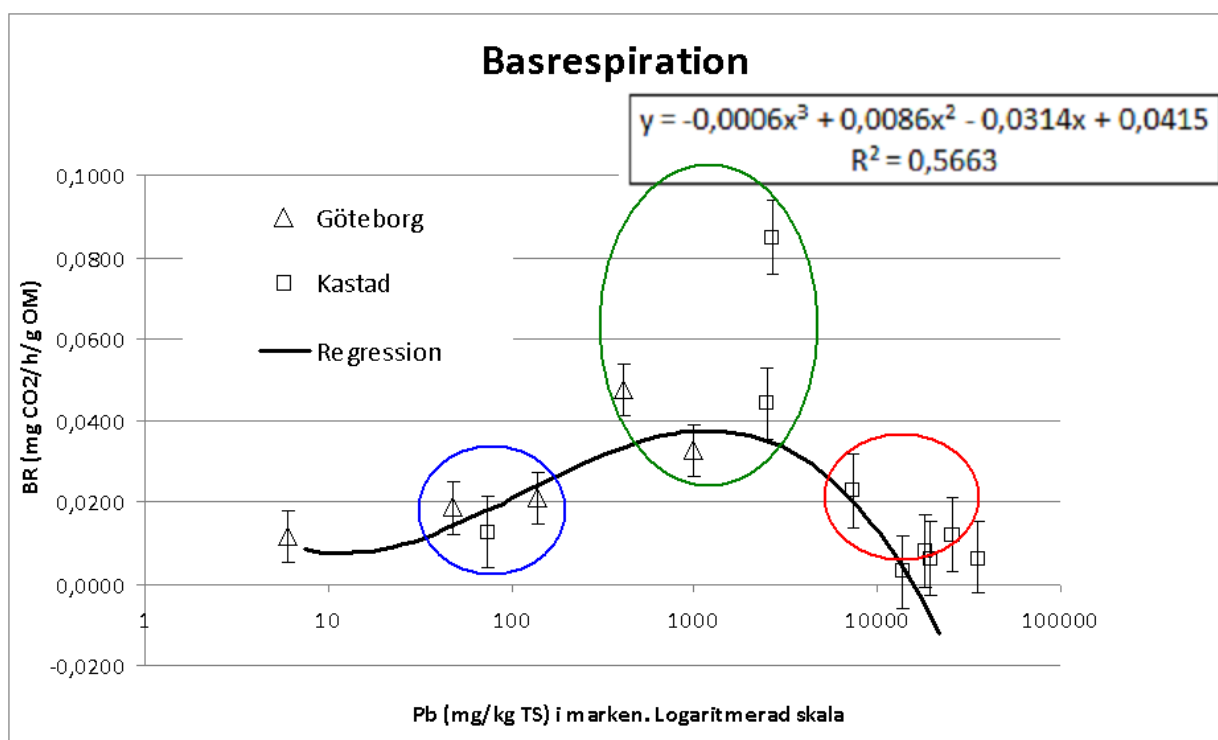
Figur 9. Basrespiration för Control 5 när 100 mg Pb/kg TS är tillsatt. Värdena stabiliseras ej. Den röda markeringen motsvarar värden som basrespirationen är beräknad på.

Erika Andersson

2010-06-29

### 4.3 Basrespiration

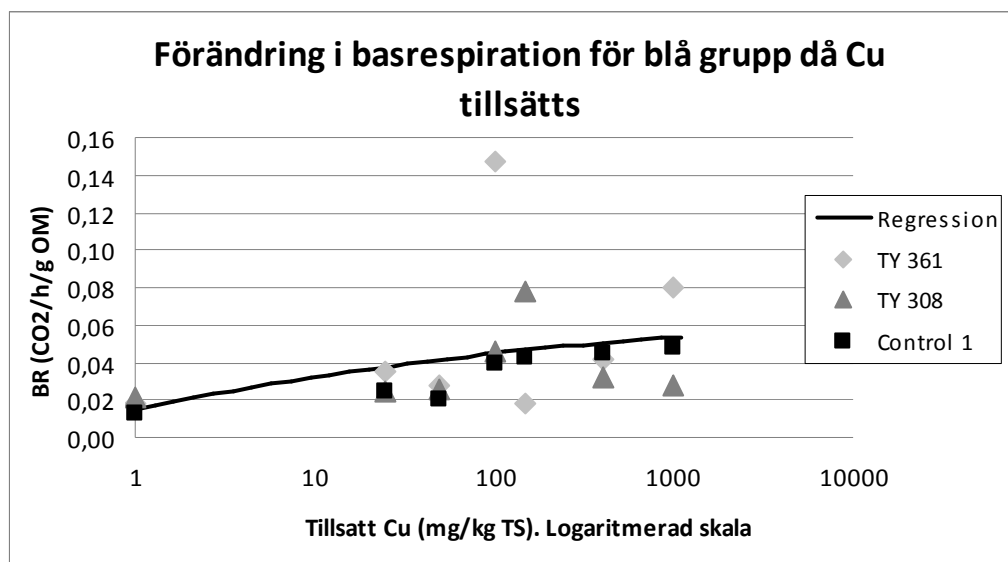
Basrespirationen för proverna då ingen ytterligare stress är tillsatt ses i figur 10. För att få en övergripande bild är x-axeln, skalan halt Pb i marken (mg/kg TS), logaritmerad. Respirationen i den jord med minst halt av Pb i marken (6 mg Pb/kg TS) uppmäts till 0,0115 mg CO<sub>2</sub>/h/g OM. Respirationen ökar sedan med halt av Pb i marken för att nå en topp då halten Pb i marken är 2674 mg/kg TS (0,0847 mg CO<sub>2</sub>/h/g OM). Den sjunker därefter snabbt och de fem prov med högst halt av Pb i marken (13800–35500 mg/kg TS) visar liknande och lägre respiration jämfört med den jord som var minst förorenad, från 0,0027-0,0118 mg CO<sub>2</sub>/h/g OM. Oberoende från vilket område proverna kommer ifrån uppvisar de liknande mönster och regressionen är därmed gjord på båda områdena. Det blir ett signifikant tredjegradspolynom med ett mönster för variationen som får ett puckelutseende.



Figur 10. Basrespiration för alla prov utan tillsatt ytterligare stress, med regression för alla prov. Proven delas in i tre grupper för vidare analys. Felstaplarna visar standardfelet.

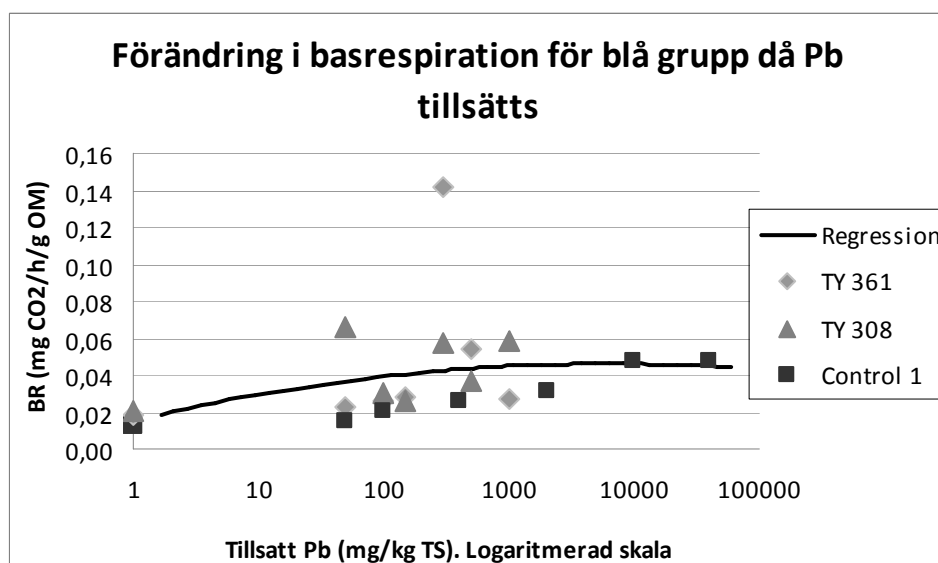
### 4.4 Ytterligare stress

Prov TY 361, TY 308 och Control 1, som ligger i början av regressionen (blå grupp), visar inte på någon förändring då Cu tillsätts som en ytterligare stress (figur 11). Regressionen är en andragsregression mot de  $\ln(x+1)$ -transformerade halterna tillsatt Cu som inte är signifikant ( $p=0,235$ ).



Figur 11. Förändring i basrespiration då Cu tillsätts tre prov med låg halt av befintlig Pb-halt i marken. Förändringen i respiration är inte signifikant.

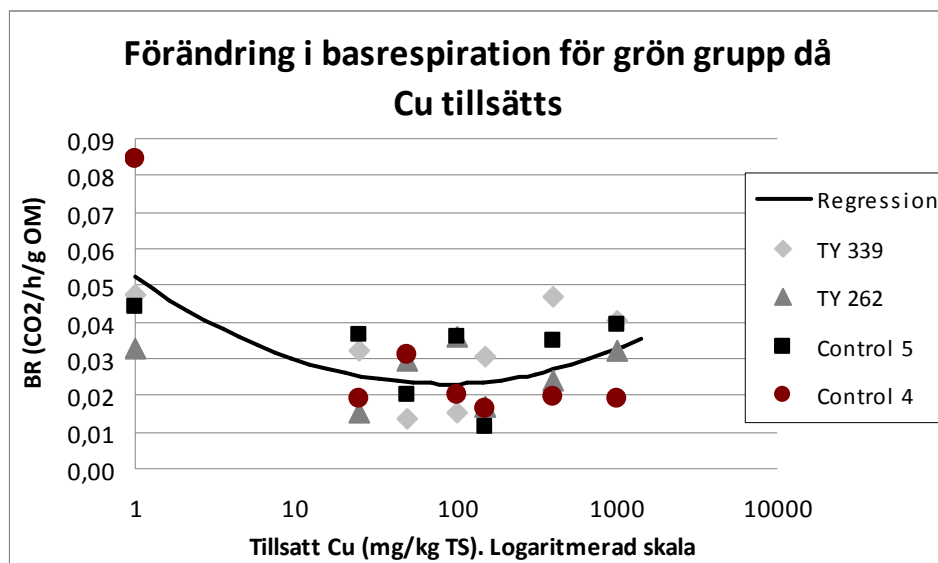
När Pb tillsätts som en andra ytterligare stress till de prov med låg befintlig Pb-halt (blå grupp) sker inte någon förändring i respiration (figur 12). Regressionen är en andragsradsregression mot de  $\ln(x+1)$ -transformerade halterna tillsatt Pb som inte är signifikant ( $p=0,273$ ).



Figur 12. Förändring i basrespiration då Pb tillsätts tre prov med låg halt av befintlig Pb-halt i marken. Förändringen i respiration är inte signifikant.

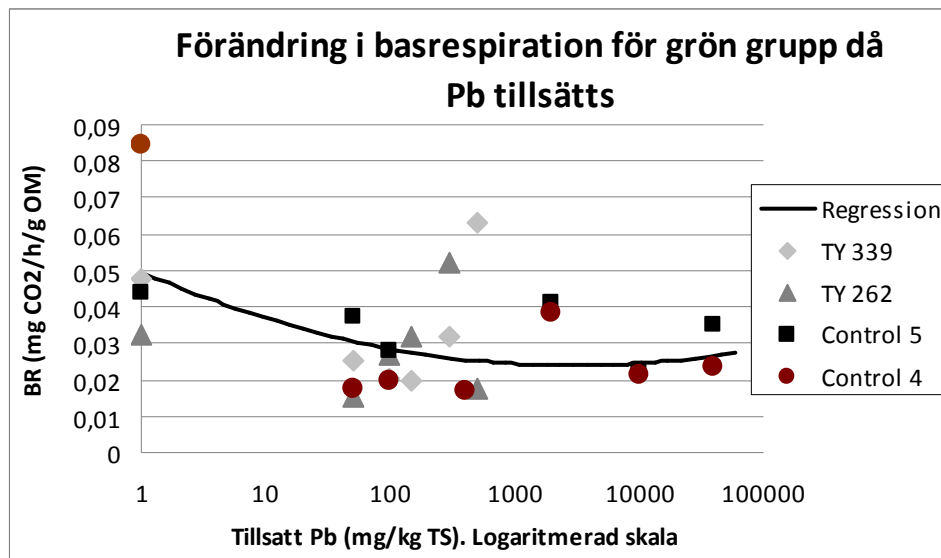


När Cu tillsätts som en ytterligare stress till de prov som har högst basrespiration innan någon ytterligare stress är tillsatt (grön grupp) syns en minskning i respiration (figur 13). Regressionen är ett andragradspolynom mot de  $\ln(x+1)$ -transformerade halterna tillsatt Cu som är signifikant ( $p=0,001$ ).



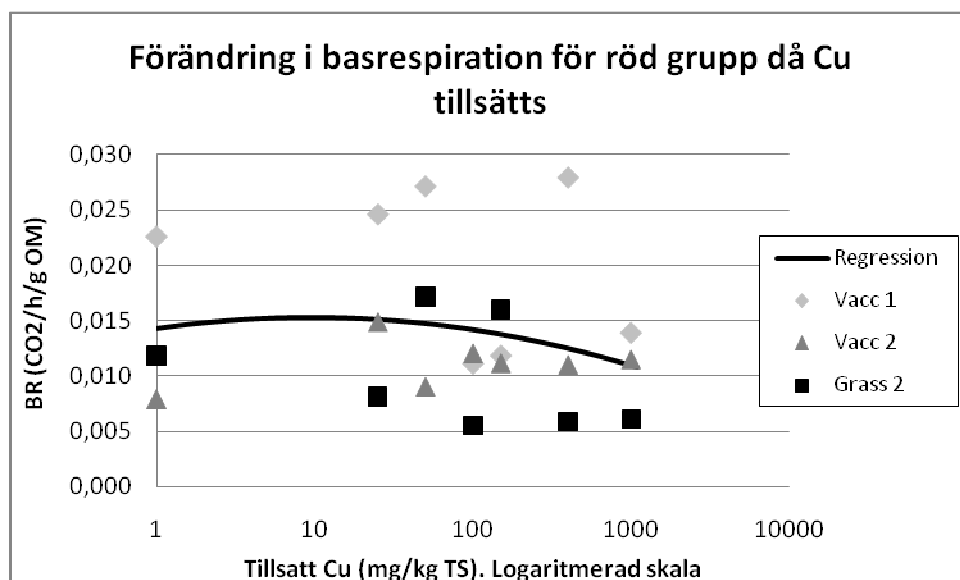
Figur 13. Förändring i basrespiration då Cu tillsätts de fyra prov med högst uppmätt basrespiration när ingen ytterligare stress är tillsatt. Minskningen i respiration är signifikant.

När Pb tillsätts som en ytterligare stress till de prov som har högst basrespiration innan någon ytterligare stress är tillsatt (grön grupp) syns en minskning i respiration (figur 14). Regressionen är ett andragradspolynom mot de  $\ln(x+1)$ -transformerade halterna tillsatt Pb med ett  $p$ -värde = 0,06 dvs. närapå trolig.



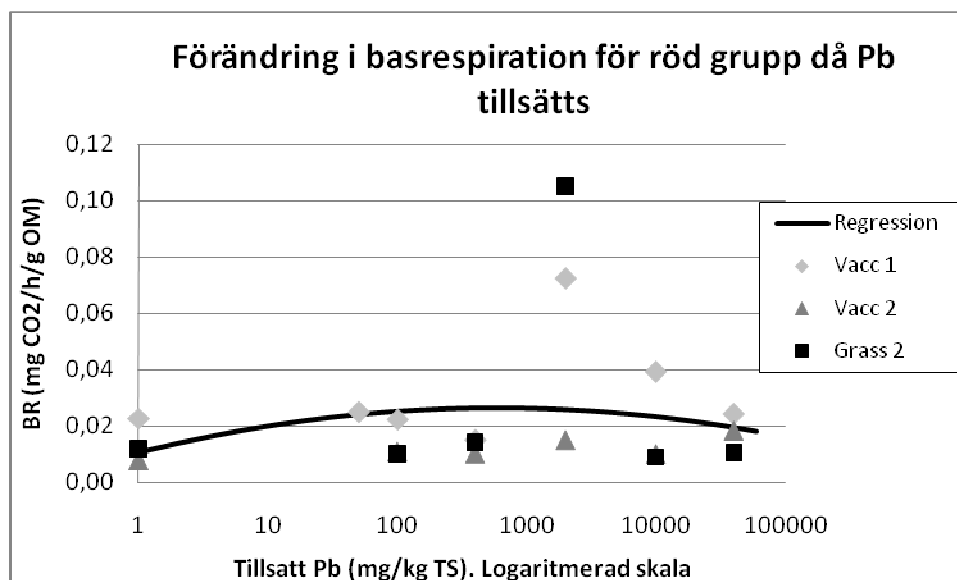
Figur 14. Förändring i basrespiration då Pb tillsätts de fyra prov med högst uppmätt basrespiration när ingen ytterligare stress är tillsatt. Minskningen i respiration då Pb tillsätts är närapå signifikant.

När Cu tillsätts tre prov med hög halt av befintlig halt Pb i marken och med mycket låg uppmätt respiration (röd grupp) då ingen ytterligare stress är tillsatt syns ingen förändring då en ytterligare stress tillsätts (figur 15). Regressionen är inte signifikant ( $p=0,677$ ).



Figur 15. Tillsatt Cu till de prov som har högt befintlig halt av Pb i marken. Ingen förändring i respiration ses. Regressionen är inte signifikant ( $p=0,677$ ).

När Pb tillsätts tre prov med högt halt av befintlig halt Pb i marken och med mycket låg uppmätt respiration då ingen ytterligare stress är tillsatt (röd grupp) syns ingen påverkan av en ytterligare stress (figur 16). Regressionen är inte signifikant ( $p=0,594$ ).



Figur 16. Tillsatt Pb till de prov som har högt befintlig halt av Pb i marken. Ingen förändring i respiration ses. Regressionen är inte signifikant ( $p=0,677$ ).

## 5 Diskussion

Beroende på halt av befintlig Pb i marken och koncentration och form på den tillsatta ytterligare stressen varierar effekten. Mätningen för basrespirationen pågick under totalt 284 h och basrespirationen är beräknad som ett medelvärde under 100 sammanhängande h då värdena ansågs stabila. Genom att låta mätningen fortgå under en så lång period ökar chansen att få en lång period med stabila värden som sedan utgör grunden till beräkningen av basrespirationen. Under de första timmarna sågs i några av proverna en viss ökning av respirationen som inom några timmar sjönk igen. Detta tros vara ett resultat av den näring som tillsätts i form av anjonen som den valda stressen binder till (acetat och sulfat) men då den var just så snabb och förhållandevis liten verkade inte acetatet och sulfatet ha så stor motverkan på toxiciteten av bly och koppar. Den tillfälliga toppen kan också vara ett resultat av en störning som uppkommer i samband med hanteringen av jorden. Eftersom basrespirationen är beräknad på värden efter denna topp utgör den inget problem. För majoriteten av proverna gick basrespirationen bra att beräkna men för en del prover stabiliserades inte värdena. För några var den ständig sjunkande och för en del pendlade värdena mellan positiva och negativa. Varför värdena blir negativa är svårt att svara på men det troligaste svaret är att respirationen är så låg till följd av de mycket höga halterna tungmetaller att halterna understiger maskinens detektionsvärde.

Erika Andersson

2010-06-29

Då proverna från Kastad är naturliga jordar som är naturligt förorenade var det i början osäkert om det gick att använda de som en utsträckning av Göteborgsproverna, som är industriellt förorenade fyllnadsjordar. Enligt Nordgren m.fl. (1983) har halt organiskt material viss påverkan på respirationen men då mängderna var mycket låga och mycket lika i de båda områdena drogs slutsatsen att lika effekt troligen skulle uppstå. Resultaten visade senare att liknande effekter sågs i proverna från de båda områdena. Antropogent förorenade fyllnadsmassor är vanligtvis mycket speciella i jämförelse med naturliga jordar då innehållet kan variera över många jordarter med olika egenskaper. De innehåller också många gånger betydligt mindre mängd organiskt material vilket kan leda till olika effekter. Resultatet i det här försöket visar dock att metoden går att använda på fyllnadsjordar då liknande effekter fås som i naturliga jordar.

Den ökning som ses i basrespirationen innan någon ytterligare stress är tillsatt, där den högsta respirationen uppmäts i jordar med en befintlig Pb-halt på ca 400-2500 mg/kg TS, stämmer överens med tidigare resultat av Lundgren m.fl. (2009) som fick samma mönster utefter en koppargradient, och Giller m.fl. (1998) som beskriver att en hög basrespiration ofta mäts i jordar som under en längre tid varit kontaminerade med metaller. Mönstret skiljer sig från Nordgren m.fl. (1983) som visade en minskning i respiration med halt metall i jorden. Här testades dock andra typer av jordar med betydligt högre halt av organiskt material och tungmetallerna som analyseras är Cu och Zn. Skillnaden mellan resultaten är en vidare antydning på att mängden organiskt material har betydelse för den toxiska verkan som tidigare är diskuterat. Proverna som motsvarar denna början av ökning i respiration skiljer sig inte så mycket åt i respiration jämfört med det prov som fungerar som intern referens. Resultatet liknar tidigare undersökningar av Lundgren m.fl. (2009) som inte heller såg någon effekt i respiration efter en blygradient motsvarande de första prover som motsvarar den tidiga lilla ökningen i respiration. Patra m.fl. (2004) diskuterar att det krävs höga halter av Pb för att mikroorganismerna ska påverkas och anledningen till att ingen effekt syns för dessa prover beror troligen på att halterna är för låga för att påverka mikroorganismerna negativt. När en ytterligare stress sedan tillsätts de jordar som ligger i början av denna ökning syns ingen förändring i respiration, varken då Pb eller Cu tillsätts. Resultaten ger starkare bevisning på att de befintliga halterna var för låga och därmed inte påverkat samhället så mycket så de klarar av att upprätthålla funktionerna och fortsätta respirera trots den tillsatta ytterligare stressen.

För de jordar med en befintlig Pb-halt i marken på mellan 400-2500 mg/kg TS uppmäts den högsta respirationen. När en ytterligare stress tillsätts minskar respirationen vilket indikerar ett från början stressat mikrosamhälle där cellerna försöker motverka effekterna av tungmetallerna, och en ytterligare stress genererar därmed en aktivitetsminskning. Tillbakagången i aktivitet är troligen ett resultat av en selektion där endast tåliga mikroorganismer överlever och mindre tåliga selekteras bort, vilket diskuteras av van Beelen och Doelman (1996), men kan också vara ett resultat av ett medvetet dval-tillstånd bland mikroorganismerna där inaktivitet inte låter tungmetallerna påverka cellernas struktur. Minskningen då Cu tillsätts är signifikant och då Pb tillsätts mycket nära

signifikans, troligen uppnås signifikans om fler försök görs. Eftersom effekterna av tillsatt Pb och Cu är mycket lika tyder det inte på att PICT eller någon ko-tolerans är utvecklad inom mikrosamhället, då skulle inte respirationen ha minskat när Pb tillsattes utan i detta läge istället varit samma eller ökat till följd av stress.

För de jordar med högre befintlig Pb-halt, från 17 000-27 000 mg/kg TS, sjunker respirationen, i flera fall uppmäts lägre respiration än det interna referensprovet. Den låga aktiviteten är troligen ett resultat av att de extremt höga Pb-halterna mycket kraftigt påverkat cellernas struktur negativt och att det antingen genom selektion inte finns många mikroorganismer kvar som är aktiva alternativt att organismerna är kvar men ligger i "dvala". De låga värdena kan dock också vara ett resultat av den lilla störning som maskinen i sig visar och osäkerheten kring jordprovets effekt ökar därmed. Klart är dock att respirationen är väldigt låg och ingen effekt syns när en ytterligare stress tillsätts. Detta styrker teorin att det i jorden inte finns några organismer som påverkas av de tillsatta extra föroreningarna antingen genom att det helt enkelt inte finns så många organismer i jorden eller att de inte är mottagliga för föroreningarna i sitt "dval-tillstånd".

De tydliga resultaten indikerar att respirationstester är en bra ekotoxikologisk metod att använda sig av vid riskbedömning av förorenad jord. Resultatet av en sådan här undersökning visar hur en specifik jord med de specifika egenskaper som den består i fungerar med de föroreningar som är närvarande. Vidare kan en utvärdering gällande mikroorganismernas stresstålighet utvärderas som ger resultat som visar åt vilket håll stresståligheten är utvecklad eller inte utvecklad. I denna undersökning där de aktuella områdena, som utefter Naturvårdsverkets bedömning skulle klassificeras som MKM, mindre känslig markanvändning, ett riktvärde sätts innan "puckeln", dvs. runt 140 mg Pb/kg TS. Anledningen är att proverna med denna halt eller lägre inte påverkats negativt och funktionerna upprätthålls även då en ytterligare stress tillsätts. Mikroorganismerna i proverna med högre halt är stressade och samhället lyckas inte behålla funktionerna i jorden när en ytterligare stress tillsätts. Värdet kan jämföras med Naturvårdsverkets riktvärde för MKM som är 200 mg Pb/kg TS och de Vries m.fl. (2007) som beräknar ett riktvärde på 164 mg Pb/kg TS (20 % skydd av ekosystemet). Naturvårdsverkets beräknade riktvärden baseras dock endast på enskilda föroreningars hälso- och miljöeffekter och tar alltså inte hänsyn till om flera föroreningar förekommer inom området och dess eventuella samverkan på organismsamhället. de Vries m.fl. (2007) har också gjort beräkningar på enskilda föroreningars effekter men till skillnad från Naturvårdsverket är de baserade på resultat av flera olika försök och utefter det har de gjort en sammanvägd bedömning. De diskuterar tydligt att det är varje jords specifika egenskaper, främst pH och mängd organiskt material, som riktvärden bör baseras på.

## 6 Slutsatser

### 6.1 Sammanvägd bedömning

Resultaten i denna undersökning tyder på att respirationstester är en användbar metod vid platsspecifik riskbedömning av förorenad jord. Metoden går att använda på såväl naturliga jordar som fyllnadsjordar som ofta förekommer i konsultuppdrag. Resultaten visar hur respirationen påverkas av olika halter av befintlig förorening och vidare hur det resultatet förklaras av en ytterligare stress.

### 6.2 Fortsatta undersökningar

För att ytterligare utvärdera metoden och jämföra med tidigare studier kan det vara intressant att testa andra föroreningar än tungmetaller. För att bestämma vad förändringen i respiration är ett resultat av är det också motiverbart att mäta biodiversiteten tillsammans med respirationen då olika föroreningar närvarar. Biotillgänglighet kan till viss del vara intressant men i just respirationstester, där ett direkt mått på föroreningarnas påverkan mäts, blir troligen inte mätningen av biotillgänglighet till någon hjälp vid riskbedömning.

## 7 Referenser

Aldén Demoling L. och Bååth E. (2008). Use of pollution-induced community tolerance of the bacterial community to detect phenol toxicity in soil. *Environmental toxicology and chemistry* 27:334-340.

Anderson J. P. E. och Domsch K. H. (1978). Physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biology and biochemistry* 10:215-221.

Berg B., Ekbohm G., Söderström B. och Staff H. (1991). Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water air and soil pollution* 59:165-177.

Blanck H., Wänngberg S. A. och Molander S. (1988). Pollution-induced community tolerance—A new ecotoxicological tool. *Aquatic toxicology* 35:59-77.

Boivin M-E. Y., Breure M. A., Posthuma L. och Rutgers M. (2002). Determination of field effects on contaminants- significance of pollution-induced community tolerance. *Human and ecological risk assessment* 8:1035-1055.

Borgelsson C. (2006). Marieholmsförbindelsen i Göteborg, WSP, Göteborg.

Brookes P. C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and fertility soils* 19:269-279.

Erika Andersson

2010-06-29

Bruins M. R., Kapil S. och Oehme F. W. (2000). Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotoxicology and environmental safety*. 45: 198-207.

Bååth E. (1989). Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (A review). *Water air and soil pollution* 47:335-379.

Bååth E. (1992). Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization centrifugation. *Soil biology and biochemistry* 24:1167-1172.

Cotrufo M. F., Desanto A. V., Alfani A., Bartoli G. och Decristofaro A. (1995). Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. *Environmental pollution* 89:81-87.

Copperinfo (2010a): Natural presence, Environment, Copperinfo. [www.copperinfo.com](http://www.copperinfo.com/environment/natural.html)  
<http://www.copperinfo.com/environment/natural.html>

Copperinfo (2010b): Biological importance, Health and nutrition, Copperinfo. [www.copperinfo.com](http://www.copperinfo.com/health/biological.html)  
<http://www.copperinfo.com/health/biological.html>

Copperinfo (2010c): Good health with copper, Health and nutrition, Copperinfo. [www.copperinfo.com](http://www.copperinfo.com/health/goodhealth.html)  
<http://www.copperinfo.com/health/goodhealth.html>

Davidson E. A. och Janssens I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440:165-173.

de Vries W., Loftis S., Tipping E., Meili M., Groenenberg J. E. och Schutze G. (2007). Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc and mercury in soil and soil solution in view of ecotoxicological effects. *Environmental contamination and toxicology* 191:47-89.

Diaz-Ravina M. och Bååth E. (1996). Development of metal tolerance in soil bacterial communities exposed to experimentally increased metal levels. *Applied and environmental microbiology* 62:2970-2977.

Doelman P. och Haanstra L. (1979). Effects of lead on the decomposition of organic matter. *Soil Biology and biochemistry*. 11:481-485

Drobnik J. (1960). Primary oxidation of organic matter in the soil. 1. The form of respiration curves with glucose as the substrate. *Plant and soil* 3:199-211.

Fent K. (2003). Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. *Toxicology letters* 140-141:353-365.

Erika Andersson

2010-06-29

Fitter A. H., Gilligan C. A., Hollingworth K. A., Kleczkowski A., Twyman R. M. och Pitchford J. W. (2005). Biodiversity and ecosystem function in soil 19:369-377.

Giller K. E., Witter E. och McGrath S. P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. Soil biology and biochemistry 30:1389-1414.

Hodgson J. F. (1963). Chemistry of the micronutrient elements in soils. Advances in agronomy. 15:119-159.

Hvatum O. Ø. (1965). Jordprøver i geokjemiske undersøkelser. Metodstudier i område med blymineralisering. (Unpublished report Norg. Geol. Undersøkelser. Paper given at 7. Nordiske Geologiske Vintermøte i Åbo, 1966). Norwegian abstract in: Geologi, (Helsinki), No 9-10 (1965), 133.

Ilstedt U., Nordgren A. och Malmer A. (2000). Optimum soil water for soil respiration before and after amendment with glucose in humid tropical acrisols and a boreal mor layer. Soil biology and biochemistry 32:1591-1599.

Jensen P. och Pedersen M. B. (2006). Ecological risk assessment of contaminated soil. Environmental contamination and toxicology 186:73-105.

Jensen P. och Mesman M. (2006). Ecological risk assessment of contaminated land. RIVM report number 711701047.

Ji G. Y. och Silver S. (1995). Bacterial-resistance mechanisms for heavy-metals of environmental concern. Journal of industrial microbiology 14:61-75.

Livsmedelsverket (2009): Bly, metaller, risker med mat, Livsmedelsverket, [www.slv.se](http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/) <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/>.

Lock K. och Janssen C. R. (2005). Influence of soil zink concentrations on zink sensitivity and functional diversity of microbial communities. Environmental Pollution 136:275-281.

Lundgren N., Petersson L., Hagerberg D. och Fröberg Flerlage A. (2009) PM – Ekotoxikologisk test av fyllnadsmassor från Annedal, Tyréns AB, Stockholm

Låg J., Hvatum O. Ø. och Bølviken B. (1969). An occurrence of naturally lead-poisoned soil at Kastad near Gjøvik, Norway. Norges geologiska undersøkelse 266:147-159.

Miljömålsportalen (2010): Om miljömålen, miljömål, [www.miljomal.se](http://www.miljomal.se/Om-miljomalen/) <http://www.miljomal.se/Om-miljomalen/>



Erika Andersson

2010-06-29

Naeem S. och Li S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390:507-509.

Naturvårdsverket (2009a): Efterbehandling av förorenade områden, Verksamheter med miljöpåverkan, Naturvårdsverket, [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foroerade-omraden/>

Naturvårdsverket (2009b): Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden. Rapport 5928, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009c). Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009d): Tabell över generella riktvärden för förorenad mark, Nya generella riktvärden för förorenad mark, Riskbedömning, Efterbehandling av förorenade områden, Verksamheter med miljöpåverkan, Naturvårdsverket, [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foroerade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foroerad-mark/Tabell-over-generella-riktvarden-for-foroerad-mark/>

Naturvårdsverket (2010): Lägesbeskrivning av arbetet med att avhjälpa sådana föroreningsskador som avses i 10 kapitlet miljöbalken, Naturvårdsverket, Stockholm.

Nordgren A. (1988). Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large number of samples. *Soil biology and biochemistry* 20:955-957.

Nordgren A. (1992). A method for determining microbially available N and P in an organic soil. *Biology and fertility of soils* 13:195-199.

Nordgren A., Bååth E. och Söderström B. (1983). Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Applied and environmental microbiology* 45:1829-1837.

Odum E. P. (1981). The effects of stress on the trajectory of ecological succession. In Barrett GW, Rosenberg R, eds, *Stress Effects on Natural Ecosystems*. John Wiley, Chichester, UK, pp 43-47.

Paton G. I., Viventsova E., Kumpene J., Wilson M. J., Weitz H. J. och Dawson J. J. C. (2006). An ecotoxicity assessment of contaminated forest soils from the Kola Peninsula. *Science of the total environment* 355: 106-117.

Patra M., Bhowmik N., Bandopadhyay B. och Sharma A. (2004) Comparison of

Erika Andersson

2010-06-29

mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany* 52:199 -223

Pennanen T. (2001). Microbial communities in boreal coniferous forest humus exposed to heavy metals and changes in soil pH - a summary of the use of phospholipid fatty acids, Biolog (R) and H-3-thymidine incorporation methods in field studies. *Geoderma* 100:91-126.

Rutgers M. och Breure A. M. (1999). Risk assessment, microbial communities and pollution-induced community tolerance. *Human and ecological risk assessment* 5:661-670.

Salminen J., Cornelis A., van Gestel M. och Oksanen J. (2001). Pollution-induced community tolerance and functional redundancy in a decomposer food web in metal-stresses soil. *Environmental toxicology and chemistry* 20:2287-2295.

SGU (2009): Karta över berggrunden i Västra Götalands län, Sveriges Geologiska Undersökning.

Siciliano S. D. och Roy R. (1999). The role of soil microbial tests in ecological risk assessment: Differentiating between exposure and effects. *Human and ecological risk assessment* 5:671-682.

Slooff W. (1992). RIVM guidance document Ecotoxicological Effect Assessment: Deriving Maximum Tolerable Concentrations (MTC) from single species toxicity data. RIVM report, 719102018 Nat. Inst. Public Health Environ. Bilthoven, the Netherlands.

Smolders E., Buekers J., Oliver I. och McLaughlin M. J. (2004). Soil properties affecting toxicity of zink to soil microbial properties laboratory-spiked and field contaminated soils. *Environmental toxicology and chemistry* 23:2633-2640.

Tobor-Kaplon M. A., Bloem J., Römkens P. F. A. M. och Ruiter P. C. (2005). Functional stability of microbial communities in contaminated soils. *Oikos* 111:119-129.

Tobor-Kaplon M. A., Bloem J. och de Ruyter P. C. (2006). Functional stability of microbial communities from long-term stressed soils to additional disturbance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:1993-1999.

Torsvik V., Goksoyr J. och Daae F. L. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. *Applied and environmental microbiology* 56:782-787.

Erika Andersson

2010-06-29

USEPA (1992) U.S. Environmental Protection Agency. Framework for ecological risk assessment. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001.

USEPA (1998) U.S. Environmental Protection Agency. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington, DC, USA.

van Beelen P. och Doelman P. (1996). Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. Chemosphere 34:455-499.

van Beelen P., Fleuren-Kemila A. K. och Aldenberg T. (2001). The relation between extrapolated risk expressed as potentially affected fraction, and community effects, expressed as pollution-induced community tolerance. Environmental toxicology and chemistry 20:1133-1140.

van Beelen P., Wouterse M. och Posthuma L. (2004). Location-specific ecotoxicological risk assessment of metal-polluted soils. Environmental toxicology and chemistry 23:2769-2779.

Vinebrooke R. D., Cottingham K. L., Norberg J., Scheffer M., Dodson S. I., Maberly S. C. och Sommer U. (2004). Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. Oikos 104:451-457.

WHO (2000): Air quality guidelines for Europe, 2:nd edition, World Health Organization, Copenhagen.

WHO (2001): Lead, World Health Organization, [www.euro.who.int](http://www.euro.who.int/document/aic/6_7lead.pdf)  
[http://www.euro.who.int/document/aic/6\\_7lead.pdf](http://www.euro.who.int/document/aic/6_7lead.pdf)

Yachi S. och Loreau M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 96:1463-1468.

Zevenhuizen L. P. T. M., Dolfig J., Eshuis E. J. och Scholten-Koerselman I. J. (1979). Inhibitory effects of copper on bacteria related to the free ion concentration. Microbial ecology 5:139-146.



Bilaga 1: Mätdata

| Prov   | Område   | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR     | SIR       | my      | Laggtid     |
|--------|----------|--------------------------|------------------------|------------------------|--------|-----------|---------|-------------|
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 0                      |                        | 0,0115 | 0,046436  |         |             |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 50                     |                        | 0,0152 | 0,125757  | 0,0479  | 45,36861293 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 100                    |                        | 0,0145 | 0,188736  | 0,0578  | 35,1355661  |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 150                    |                        | 0,0176 | 0,020085  | 0,0789  | 26,99980688 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 300                    |                        | 0,0248 | 0,144421  | 0,0937  | 29,24675206 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 500                    |                        | 0,0293 | 0,201551  | 0,0789  | 24,35805532 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        | 1000                   |                        | 0,0257 | 0,170475  | 0,0859  | 26,18713421 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 25                     | 0,0153 | 0,090309  | 0,0816  | 31,88123642 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 50                     | 0,0126 | 0,034776  | 0,0552  | 36,66984668 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 100                    | 0,0130 | 0,052893  | 0,0925  | 38,20964948 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 150                    | 0,0162 | 0,111991  | 0,0955  | 32,77791104 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 400                    | 0,0282 | -0,00515  | 0,0861  | 27,82636797 |
| TY 302 | Göteborg | 6                        |                        | 1000                   | 0,2756 | 0,423072  | 0,0203  | 40,26461145 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 0                      |                        | 0,0185 | -0,013251 | 0,469   | 17,00841901 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 50                     |                        | 0,0226 | 0,185223  | 0,02058 | 158,4170663 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 100                    |                        | 0,0255 | 0,195364  | 0,1637  | 14,87943957 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 150                    |                        | 0,0283 | 0,345304  | 0,1257  | 15,47019922 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 300                    |                        | 0,1416 | 0,114996  | 0,0638  | 44,77893285 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 500                    |                        | 0,0542 | 0,045791  | 0,17    | 33,52818219 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       | 1000                   |                        | 0,0271 | 0,224362  | 0,0983  | 18,78394227 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 25                     | 0,0354 | 0,191983  | 0,0833  | 13,19307505 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 50                     | 0,0276 | 0,138695  | 0,1609  | 19,46423051 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 100                    | 0,1477 | 0,132152  | 0,1319  | 26,64254402 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 150                    | 0,0181 | 0,187137  | 0,0983  | 25,71248181 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 400                    | 0,0412 | 0,037316  | 0,1018  | 71,31520678 |
| TY 361 | Göteborg | 48                       |                        | 1000                   | 0,0799 | 0,106525  | 0,096   | 33,14713434 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 0                      |                        | 0,0209 | 0,06878   | 0,0991  | 38,03309818 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 50                     |                        | 0,0656 | 0,065531  | 0,0943  | 38,4308655  |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 100                    |                        | 0,0301 | 0,12486   | 0,0798  | 34,07443835 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 150                    |                        | 0,0262 | 0,003857  |         |             |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 300                    |                        | 0,0574 | 0,01738   |         |             |
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 500                    |                        | 0,0369 | 0,087473  | 0,1217  | 24,97595188 |

## Bilaga 1: Mätdata

| Prov   | Område   | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR      | SIR       | my     | Laggtid     |
|--------|----------|--------------------------|------------------------|------------------------|---------|-----------|--------|-------------|
| TY 308 | Göteborg | 140                      | 1000                   |                        | 0,0584  | 0,202426  | 0,0787 | 31,29419985 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 25                     | 0,0245  | 0,062731  | 0,0947 | 38,47234892 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 50                     | 0,0254  | 0,033066  | 0,1352 | 96,40581607 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 100                    | 0,0462  | 0,088106  | 0,0474 | 63,61827213 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 150                    | 0,0776  | 0,184485  | 0,058  | 38,90836484 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 400                    | 0,0323  | 0,094703  | 0,1088 | 29,61399613 |
| TY 308 | Göteborg | 140                      |                        | 1000                   | 0,0274  | 0,110605  | 0,0841 | 37,62431662 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 0                      |                        | 0,0476  | 0,166869  | 0,1218 | 19,6811875  |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 50                     |                        | 0,0254  | 0,109404  | 0,1335 | 22,91313816 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 100                    |                        | 0,0204  | 0,060473  | 0,1184 | 33,2379479  |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 150                    |                        | 0,0200  | 0,103136  | 0,1738 | 20,68030143 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 300                    |                        | 0,0319  | 0,119571  | 0,1909 | 19,54463558 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 500                    |                        | 0,0633  | 0,160389  | 0,1135 | 21,88360325 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      | 1000                   |                        | 0,0402  | 0,125215  | 0,1274 | 19,92476366 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 25                     | 0,0322  | 0,203045  | 0,1262 | 18,63981436 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 50                     | 0,0134  | 0,163398  | 0,0799 | 30,73339347 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 100                    | 0,0154  | 0,07053   | 0,1088 | 39,84126663 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 150                    | 0,0305  | 0,209391  | 0,0877 | 29,29978074 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 400                    | 0,0468  | 0,201944  | 0,1017 | 30,68872746 |
| TY 339 | Göteborg | 410                      |                        | 1000                   | 0,0402  | 0,101525  | 0,1097 | 33,77142509 |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 0                      |                        | 0,0019  | 0,020418  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 50                     |                        | 0,0340  | 0,021552  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 100                    |                        | 0,0020  | -0,004217 |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 150                    |                        | 0,0050  | 0,003552  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 300                    |                        | 0,0006  | 0,023884  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 500                    |                        | -0,0003 | 0,006499  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      | 1000                   |                        | 0,0000  | 0,020405  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      |                        | 25                     | 0,0015  | 0,023665  |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      |                        | 50                     | 0,0038  | -0,032882 |        |             |
| TY 310 | Göteborg | 480                      |                        | 100                    | 0,0022  | -0,006514 |        |             |

## Bilaga 1: Mätdata

| Prov      | Område   | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR      | SIR       | my     | Laggtid     |
|-----------|----------|--------------------------|------------------------|------------------------|---------|-----------|--------|-------------|
| TY 310    | Göteborg | 480                      |                        | 150                    | 0,0025  | 0,019062  |        |             |
| TY 310    | Göteborg | 480                      |                        | 400                    | -0,0054 | 0,037208  |        |             |
| TY 310    | Göteborg | 480                      |                        | 1000                   | 0,0026  | 0,01877   |        |             |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 0                      |                        | 0,0325  | 0,064929  | 0,1215 | 38,19941896 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 50                     |                        | 0,0154  | -0,035222 | 0,1104 | 53,22715521 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 100                    |                        | 0,0266  | 0,033226  | 0,0852 | 42,8688528  |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 150                    |                        | 0,0321  | 0,081591  | 0,073  | 37,03959726 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 300                    |                        | 0,0522  | 0,100592  | 0,0799 | 31,46297758 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 500                    |                        | 0,0177  | 0,06003   | 0,082  | 39,62789616 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     | 1000                   |                        | 0,0257  | 0,079717  | 0,0877 | 37,46396501 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 25                     | 0,0153  | -0,039562 | 0,1369 | 55,32752059 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 50                     | 0,0296  | -0,179352 | 0,0841 | 45,55305459 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 100                    | 0,0363  | 0,025992  | 0,0887 | 37,84432403 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 150                    | 0,0172  | 0,080375  | 0,1002 | 50,62749742 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 400                    | 0,0243  | 0,021547  | 0,0719 | 39,41373023 |
| TY 262    | Göteborg | 1000                     |                        | 1000                   | 0,0322  | 0,037793  | 0,0835 | 43,29452133 |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 0                      |                        | 0,0126  | -0,077849 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 50                     |                        | 0,0156  | -0,077238 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 100                    |                        | 0,0206  | -0,022393 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 400                    |                        | 0,0260  | 0,047737  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 2000                   |                        | 0,0309  | 0,037084  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 10000                  |                        | 0,0475  | -0,007036 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       | 40000                  |                        | 0,0472  | -0,07253  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 25                     | 0,0245  | -0,123648 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 50                     | 0,0203  | -0,058476 |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 100                    | 0,0400  | 0,004828  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 150                    | 0,0431  | 0,043635  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 400                    | 0,0447  | 0,009809  |        |             |
| Control 1 | Kastad   | 74                       |                        | 1000                   | 0,0475  | 0,017523  |        |             |
| Control 5 | Kastad   | 2500                     | 0                      |                        | 0,0441  | 0,076687  | 0,0389 | 49,81970626 |

## Bilaga 1: Mätdata

| Prov      | Område | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR     | SIR       | my     | Laggtid     |
|-----------|--------|--------------------------|------------------------|------------------------|--------|-----------|--------|-------------|
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 50                     |                        | 0,0375 | -0,012718 | 0,1003 | 32,46143414 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 100                    |                        | 0,0278 | 0,115468  | 0,052  | 39,5378557  |
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 400                    |                        | 0,1887 | 0,125168  | 0,0642 | 29,11009403 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 2000                   |                        | 0,0409 | -0,011894 |        |             |
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 10000                  |                        | 0,0226 | -0,026071 |        |             |
| Control 5 | Kastad | 2500                     | 40000                  |                        | 0,0352 | -0,138886 |        |             |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 25                     | 0,0365 | 0,130278  | 0,0265 | 92,19163527 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 50                     | 0,0203 | 0,086639  | 0,0305 | 94,29948447 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 100                    | 0,0357 | 0,113386  | 0,0392 | 70,91546955 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 150                    | 0,0116 | 0,061689  | 0,03   | 114,2826862 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 400                    | 0,0347 | 0,00576   | 0,0477 | 89,32411616 |
| Control 5 | Kastad | 2500                     |                        | 1000                   | 0,0390 | 0,049559  | 0,0808 | 47,16285955 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 0                      |                        | 0,0847 | 0,087322  | 0,0924 | 34,23508746 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 50                     |                        | 0,0177 | 0,078779  | 0,0759 | 36,95887611 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 100                    |                        | 0,0197 | 0,096609  | 0,0834 | 35,88739762 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 400                    |                        | 0,0171 | 0,130025  | 0,0769 | 32,96391181 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 2000                   |                        | 0,0385 | 0,086243  | 0,0639 | 42,96468204 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 10000                  |                        | 0,0215 | -0,001659 |        |             |
| Control 4 | Kastad | 2674                     | 40000                  |                        | 0,0237 | -0,003433 |        |             |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 25                     | 0,0192 | 0,10458   | 0,081  | 35,90963044 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 50                     | 0,0310 | 0,11722   | 0,0778 | 36,2149133  |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 100                    | 0,0199 | 0,153404  | 0,0572 | 49,65740683 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 150                    | 0,0164 | -0,004942 | 0,0726 | 40,59308322 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 400                    | 0,0194 | 0,083388  | 0,097  | 37,45657489 |
| Control 4 | Kastad | 2674                     |                        | 1000                   | 0,0193 | 0,033696  | 0,0921 | 41,391925   |
| Vacc 1    | Kastad | 7400                     | 0                      |                        | 0,0226 | 0,130716  | 0,086  | 28,24902019 |
| Vacc 1    | Kastad | 7400                     | 50                     |                        | 0,0250 | 0,044787  | 0,076  | 28,59177038 |
| Vacc 1    | Kastad | 7400                     | 100                    |                        | 0,0224 | 0,061676  | 0,0687 | 35,12920604 |
| Vacc 1    | Kastad | 7400                     | 400                    |                        | 0,0152 | 0,074927  | 0,0692 | 42,56831205 |
| Vacc 1    | Kastad | 7400                     | 2000                   |                        | 0,0722 | 0,09986   | 0,1543 | 20,02696206 |



## Bilaga 1: Mätdata

| Prov   | Område | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR     | SIR       | my     | Laggtid     |
|--------|--------|--------------------------|------------------------|------------------------|--------|-----------|--------|-------------|
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     | 10000                  |                        | 0,0393 | -0,051222 | 0,2091 | 21,24523039 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     | 40000                  |                        | 0,0244 | -0,160863 |        |             |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 25                     | 0,0246 | -0,050174 | 0,0983 | 31,95448323 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 50                     | 0,0272 | -0,083282 | 0,0689 | 60,19200002 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 100                    | 0,0111 | 0,030315  | 0,1062 | 35,59336133 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 150                    | 0,0119 | -0,09634  | 0,096  | 38,23083107 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 400                    | 0,0280 | 0,025869  | 0,0992 | 35,27066431 |
| Vacc 1 | Kastad | 7400                     |                        | 1000                   | 0,0139 | 0,004432  | 0,1126 | 40,62284427 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 0                      |                        | 0,0027 | -0,059137 | 0,0952 | 34,56788447 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 50                     |                        | 0,0054 | -0,092574 | 0,0978 | 60,40313234 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 100                    |                        | 0,0254 | 0,031398  | 0,1021 | 39,46423444 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 400                    |                        | 0,0123 | -0,026669 | 0,0858 | 38,5632988  |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 2000                   |                        | 0,1861 | -0,105436 | 0,0939 | 30,85477908 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 10000                  |                        | 0,0113 | -0,041931 |        |             |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    | 40000                  |                        | 0,0132 | -0,023745 |        |             |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 25                     | 0,0054 | -0,016271 | 0,0987 | 39,87972781 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 50                     | 0,0046 | -0,054395 |        |             |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 100                    | 0,0081 | -0,168355 | 0,1299 | 55,49996517 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 150                    | 0,0095 | -0,081879 | 0,1131 | 40,14695687 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 400                    | 0,0053 | 0,016859  | 0,167  | 48,91711717 |
| Lead 1 | Kastad | 13800                    |                        | 1000                   | 0,0083 | -0,018456 | 0,103  | 55,13246653 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 0                      |                        | 0,0060 | 0,022923  | 0,0895 | 53,84830281 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 100                    |                        | 0,0090 | -0,11648  | 0,108  | 56,09648238 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 400                    |                        | 0,0103 | -0,061514 | 0,0969 | 61,68922933 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 2000                   |                        | 0,0220 | -0,172836 | 0,1196 | 25,23715916 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 10000                  |                        | 0,1619 | -0,027682 | 0,0997 | 17,05032936 |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    | 40000                  |                        | 0,0132 | -0,198224 |        |             |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    |                        | 25                     | 0,0159 | -0,145665 |        |             |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    |                        | 50                     | 0,0120 | -0,115436 | 0,0971 | 51,8441208  |
| Vacc 2 | Kastad | 18300                    |                        | 100                    | 0,0076 | -0,050406 | 0,1035 | 67,82602531 |

## Bilaga 1: Mätdata

| Prov    | Område | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR     | SIR       | my     | Laggtid     |
|---------|--------|--------------------------|------------------------|------------------------|--------|-----------|--------|-------------|
| Vacc 2  | Kastad | 18300                    |                        | 150                    | 0,0097 | -0,129537 | 0,1114 | 57,26627683 |
| Vacc 2  | Kastad | 18300                    |                        | 400                    | 0,0316 | -0,068875 | 0,0954 | 36,49777152 |
| Vacc 2  | Kastad | 18300                    |                        | 1000                   | 0,0109 | -0,146236 | 0,1111 | 48,09058645 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 0                      |                        | 0,0072 | -0,100593 | 0,1146 | 64,2531121  |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 50                     |                        | 0,0079 | -0,11391  | 0,0705 | 101,0495085 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 100                    |                        | 0,0110 | 0,032896  | 0,0812 | 60,60125777 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 400                    |                        | 0,0103 | -0,022611 | 0,083  | 45,77215938 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 2000                   |                        | 0,0151 | -0,018208 | 0,0525 | 60,57890121 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 10000                  |                        | 0,0102 | -0,080026 |        |             |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    | 40000                  |                        | 0,0183 | -0,038721 |        |             |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 25                     | 0,0149 | -0,098114 | 0,0226 | 107,7604574 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 50                     | 0,0090 | -0,008842 | 0,0931 | 43,13918621 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 100                    | 0,0121 | -0,004035 | 0,0708 | 49,87944268 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 150                    | 0,0112 | 0,003559  | 0,0547 | 56,61141303 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 400                    | 0,0111 | 0,013598  | 0,016  | 270,3676855 |
| Vacc 3  | Kastad | 19600                    |                        | 1000                   | 0,0115 | 0,001314  | 0,0902 | 60,55559246 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 0                      |                        | 0,0118 | -0,070696 | 0,0817 | 53,01840744 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 100                    |                        | 0,0102 | -0,129803 | 0,1321 | 47,20739612 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 400                    |                        | 0,0143 | -0,099019 | 0,1321 | 29,86662273 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 2000                   |                        | 0,1050 | 0,017917  | 0,1067 | 25,26914139 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 10000                  |                        | 0,0090 | -0,133536 |        |             |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    | 40000                  |                        | 0,0106 | -0,026213 |        |             |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 25                     | 0,0081 | 0,042171  | 0,0836 | 65,62415419 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 50                     | 0,0171 | 0,003966  | 0,1353 | 85,6464605  |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 100                    | 0,0056 | 0,017414  | 0,1122 | 65,00457714 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 150                    | 0,0160 | 0,037213  | 0,1291 | 57,11939017 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 400                    | 0,0059 | -0,095948 | 0,2006 | 51,70514312 |
| Grass 2 | Kastad | 25600                    |                        | 1000                   | 0,0061 | 0,015869  | 0,1311 | 56,14850458 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 0                      |                        | 0,0062 | -0,004031 | 0,211  | 31,2045908  |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 100                    |                        | 0,0074 | 0,014263  | 0,1722 | 27,40861282 |

Bilaga 1: Mätdata

| Prov    | Område | Förorening (mg Pb/kg TS) | Tillsatt Pb (mg/kg TS) | Tillsatt Cu (mg/kg TS) | BR     | SIR       | my     | Laggtid     |
|---------|--------|--------------------------|------------------------|------------------------|--------|-----------|--------|-------------|
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 400                    |                        | 0,0109 | -0,015666 | 0,2552 | 25,03931625 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 2000                   |                        | 0,1623 | 0,045172  | 0,141  | 27,73030052 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 10000                  |                        | 0,0115 | 0,006492  |        |             |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    | 40000                  |                        | 0,0116 | -0,001082 |        |             |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 25                     | 0,0072 | -0,018128 | 0,1444 | 34,20756454 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 50                     | 0,0199 | -0,149385 | 0,0741 | 96,83690996 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 100                    | 0,0046 | -0,035876 | 0,11   | 51,48688742 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 150                    | 0,0377 | -0,037188 | 0,1099 | 50,91225302 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 400                    | 0,0053 | -0,055723 | 0,1387 | 38,94543995 |
| Grass 1 | Kastad | 35500                    |                        | 1000                   | 0,0108 | -0,078111 | 0,1479 | 39,73474979 |



Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG)  
901 87 Umeå, Sweden  
Telefon 090-786 50 00  
Texttelefon 090-786 59 00  
[www.umu.se](http://www.umu.se)