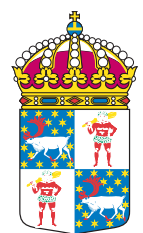




Föroreningsproblematik vid skjutbanor och skjutfält samt redogörelse för erfarenheter avseende tillsynsmyndigheternas krav på utredningar och åtgärder



Länsstyrelsen
Norrbotten

Titel Föroreningsproblematik vid skjutbanor och skjutfält samt redogörelse för erfarenheter
avseende tillsynsmyndigheternas krav på utredningar och åtgärder.
Länsstyrelsens rapportserie nr 16/2011

Författare: Ida Wanhatalo

Omslagsbild: Länsstyrelsen

Kontaktperson: Eva Wuopio, Länsstyrelsen i Norrbottens län,
971 86 Luleå.
Telefon: 0920-96000, fax: 0920-22 84 11,
E-post: norrbotten@lansstyrelsen.se
Internet: www.lansstyrelsen.se/norrbotten

ISSN: 0283-9636

Sammanfattning

Detta dokument syftar till att ge vägledning angående vilka krav som kan vara rimliga för tillsynsmyndigheten att ställa avseende föroreningar vid skjutområden. Vissa delar av försvarets arbete med skjutbanor berörs i denna skrift, men dokumentet fokuserar på den civila skytteverksamheten.

Vid skjutbanor och skjutfält uppstår föroreningar då ammunition och lerduvor sprids framför allt i kulfång och målområden. Ammunitionsresterna består av metaller och halvmetaller, främst bly. Inom de områden där lerduveskytte har förekommit kan det finnas polycykliska aromatiska kolväten (PAH) eftersom lerduvor innehåller stenkolstjära som bindemedel.

Traditionella kulfång består av grus och sand. Försvarsmakten började i slutet av 1990-talet installera en särskild typ av kulfång som benämndes miljökulfång. Funktionen med dessa är att vatteninträngningen och risken för utlakning minskar. Vattnet kan dessutom samlas upp och provtas och kulor samt kulrester kan avlägsnas. Begreppet miljöanpassat kulfång avser kulfång som omfattar vissa miljömässiga grundkrav, så som att materialets pH-värde ska vara högre än fem och att lokaliseringen eller konstruktionen inte får medföra genomströmning av yt- eller grundvatten.

Det har forskats mycket kring föroreningar (framför allt bly) vid skjutområden och det finns olika uppfattning om i vilken omfattning människor, djur och växter exponeras för föroreningarna. Vissa studier av mark och kulfång har visat att bindningen av bly är effektiv och att merparten av ammunitionen stannar i det översta jordlagret. Det finns emellertid även undersökningar som visar att en spridning kan ske. Det är svårt att göra en generell miljöriskbedömning av spridning och påverkan eftersom korrosion av bly är en komplicerad process som påverkas av många faktorer som är beroende av varandra. Därför bör risken bedömas i varje enskilt fall.

I tillsynsmyndighetens arbete med förorenade skjutområden har riskfrågan en direkt inverkan på vilka krav på åtgärder som kan ställas. Krav som ställs enligt miljöbalken ska vara rimliga och i avvägningen ska särskilt beaktas nyttan av åtgärderna jämfört med kostnaden för dem. Enligt miljöbalken är det i första hand den som har orsakat en föroreningsskada som är ansvarig för att undersöka och vid behov avhjälpa den. Fastighetsägarens ansvar för utredning och avhjälpande av föroreningsskada är sekundärt.

I detta dokument redogörs för ett flertal olika metoder för att utreda, undersöka och avhjälpa förorenade områden. Det finns förslag på förebyggande åtgärder vid skjutbanor och skjutfält samt rekommendationer avseende vad som bör uppmärksammas i egenkontrollprogram. Vidare skildras ett stort antal exempel på genomförda undersökningar och åtgärder, dels i form av samarbetsprojekt mellan kommuner, länsstyrelser och markägare och dels där tillsynsmyndigheten ställt krav på verksamhetsutövaren. Omfattningen på kraven har varierat beroende på de platsspecifika förhållandena.

Det finns förmodligen idag skjutbanor som inte utgör någon risk för vare sig människa eller miljö, likväl som det sannolikt finns områden som kräver akuta åtgärder. Länsstyrelsen anser att tillvägagångssättet vid arbete med förorenade områden bör följa Naturvårdsverkets vägledningsmaterial och vid bedömning av vilka krav som ska ställas vill Länsstyrelsen betona vikten av att basera beslutet på en komplett föroreningsbild. I de flesta fall är bly den dominerande föroreningen vid skjutområden, men även andra föroreningar kan förekomma i höga halter och dessa bör inte förbises vid en riskbedömning.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Bakgrund	5
2	Förekomst och uppbyggnad	5
2.1	Kulfång	5
2.1.1	Begreppet ”miljökulfång”	6
2.1.2	Begreppet ”miljöanpassat kulfång”	6
3	Påverkan på människa och miljö	6
3.1	Exponering	7
3.1.1	Människor	7
3.1.2	Djur och växter	7
3.2	Föroreningar	8
3.2.1	Bly	8
3.2.2	Polycykliska aromatiska kolväten	10
3.2.3	Antimon och arsenik	11
3.2.4	Övriga ämnen	11
4	Utredning och avhjälpande av föroreningsskada	11
4.1	Utredningsmetoder	12
4.1.1	MIFO-metodiken	12
4.1.2	Jämförvärden	12
4.1.3	Laktester	12
4.1.4	Fält- och laboratorieanalyser	13
4.1.5	Biologiska och passiva provtagningar	13
4.2	Åtgärdsmetoder	13
4.2.1	Rensning och tvättning av jord	14
4.2.2	Urgrävning och omhändertagande eller deponering	14
4.2.3	Deponering och kemisk immobilisering	15
4.2.4	Kalkning	15
4.2.5	Markfilter	16
4.2.6	Övertäckning	16
4.2.7	Inhägnad och markanvändningsrestriktioner	16
4.2.8	Förebyggande åtgärder	17
4.3	Exempel på genomförda undersökningar och åtgärder	17
5	Tillsynsinsatser	19
5.1	Utredningar och åtgärder	20
5.2	Egenkontroll	20
5.3	Exempel på ställda krav	21
5.3.1	Pågående verksamheter	21
5.3.2	Vid tillståndsprövning	22
5.3.3	Inför nedläggning av verksamhet	24
5.3.4	Nedlagd verksamhet	24
6	Naturvårdsverkets arbete med förorenade områden	24
7	Länsstyrelsens reflektioner	25
7.1	Bidrag för undersökningar och avhjälpandeåtgärder	25
7.2	Undersökningar och utredningar	26
7.3	Avhjälpandeåtgärder	27
7.4	Fastighetsägaransvaret	29
7.5	Formulering av krav i villkor och förelägganden	29



Länsstyrelsen
Norrbotten

PM

Datum
2011-12-06

Diarienummer

4 (35)

7.6	Miljökulfång och miljöanpassade kulfång	29
7.7	Blyförbud	31
7.8	Frivillighet	31
7.9	Slutsats	32
8	Referens- tillika litteraturlista	32

Bilaga 1. Frågebank och checklista vid bedömning av eventuell föroreningsproblematik vid skjutbanor

1 Bakgrund

Vid skjutbanor och skjutfält uppstår föroreningar då ammunition och lerduvor sprids framför allt i kulfång och målområden. Ammunitionsresterna består av halvmetaller och metaller, främst bly. Även antimon, arsenik, zink, koppar och nickel förekommer, men ur miljösynpunkt ligger fokus i de allra flesta fall på bly. Inom de områden där lerduveskytte har förekommit kan det finnas polycykliska aromatiska kolväten (PAH) eftersom lerduvor innehåller stenkolkstjära som bindemedel.

Den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet är ansvarig för de föroreningar som verksamheten orsakar eller har orsakat. Om denna förorening kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön kan tillsynsmyndigheten kräva att föroreningen ska avhjälpas. Undersökningar har visat att höga halter föroreningar, framför allt bly och PAH, ofta förekommer vid skjutbanor och skjutområden. Dock är det inte möjligt att med säkerhet förutse om dessa halter egentligen innebär en risk för människors hälsa eller miljön. Den eventuella risken beror inte enbart av halt eller mängd utan också på om ämnena lakas ut och sprids samt om någon exponeras för dem.

Detta dokument syftar till att ge vägledning angående vilka krav som kan vara rimliga för tillsynsmyndigheten att ställa avseende föroreningar vid skjutbanor och skjutfält. Eftersom bly ofta är den dominerande föroreningen i dessa områden handlar informationen som presenteras till största delen om bly. Länsstyrelsen vill dock poängtera vikten av att ta hänsyn till samtliga föroreningar vid riskbedömning av skjutområden, eftersom kraven som ställs bör bygga på en komplett föroreningsbild. Det bör noteras att dokumentet inte behandlar övrig tillsyn vid skjutbanor (avseende lokalisering, buller osv.).

Dokumentet är framtaget av Ida Wanhatalo vid Länsstyrelsen i Norrbotten län. Vid utformningen av texten i allmänhet och slutsatserna i avsnitt 7 har även Eva Wuopio, Camilla Esberg, Martin Lindgren, Mats Aunes och Karin Forsgren deltagit.

2 Förekomst och uppbyggnad

Tävlingsskytte har bedrivits i Sverige under lång tid och idag finns flera olika sorters organisationer inom sporten. År 2008 fanns 4 000 registrerade skjutbanor i Sverige. Därtill hade ytterligare ungefär 500 banor för luftgevärsskytte inomhus registrerats frivilligt. Den ammunition som under åren har ackumulerats i kulfången utgör flera tusen ton bly. (Qvarfort m.fl. 2008)

Enligt Länsstyrelsens erfarenhet finns i Norrbottens län, förutom de registrerade skjutbanorna, även många mindre banor som används sporadiskt, till exempel varje år inför älgjakten. Mängden bly som ackumulerats i kulfången vid dessa banor ingår inte i sammanräkningen som skytterörelsen gjort. Dessutom ingår inte heller de ammunitions- och lerduverester som lerduveskyttet ger upphov till.

Försvarsmaktens verksamhet utgör en betydande del av det totala antalet skjutområden i länet. Vissa delar av försvarets arbete med skjutbanor berörs i denna pm, men dokumentet fokuserar på den civila skytteverksamheten.

2.1 Kulfång

Kulfångens uppgift är att fånga upp kulor. Huvuddelen av den samlade skytterörelsens skjutbanor är utrustade med traditionella kulfång, bestående av grus och sand (Qvarfort m.fl. 2008). Traditionella kulfång brukar även kallas för skjutvallar. Efter en tids användning kommer vallarna ofrånkomligen att innehålla varierande mängder kulor och kulrester.

Vid hagelskytte saknas i de allra flesta fall kulfång. Skyttet sker huvudsakligen över skogsmark, grustag, myrmarker eller andra liknande öppna områden. Skytte kan även ske över öppet vatten. Ammunition och lerduverester sprids då över ett större, ofta odefinierat område.

2.1.1 Begreppet "miljökulfång"

Vid slutet av 1990-talet lät Försvarsmakten installera en särskild typ av kulfång som benämndes miljökulfång. Funktionen med dessa kulfång är att vatteninträngningen i fångnet minskar och därmed även risken för utlakning. Vattnet samlas dessutom upp och kan provtas och kulor samt kulrester kan avlägsnas och återvinnas.

I Naturvårdsverkets rapport 5624 presenteras flertalet varianter av tillgängliga miljökulfång och kostnaden för att etablera och underhålla dessa (Naturvårdsverket 2006b). Kostnaderna varierar från 25 000 kr till drygt en miljon kr beroende på vilken sorts bana och miljökulfång som avses, samt hur många tavelställ som inräknas. Enligt KEMI (2008) uppgår kostnaden för investering i miljökulfång för skytte på avstånd upp till 50 m till mellan 3000 och 6000 kr per styck. Kostnaden för miljökulfång för skytte på längre avstånd (exempelvis fältskytte på 300 m) uppgår till cirka 10 000 kr per styck.

Då miljökulfången togs fram specifikt för försvarets verksamhet är de enligt Qvarfort m.fl. (2008) inte anpassade för de civila verksamheterna och vissa av de civila skyttets kulor. Författarna framhåller även att varken Naturvårdsverket eller Kemikalieinspektionen har kommit med några beskrivningar på hur ett civilt miljökulfång ska se ut eller fungera. I branschfaktabladet om skjutbanor för finkalibrigt skytte (2006c) uttrycker Naturvårdsverket att kretsloppsanpassade kulfångsanordningar kan användas för omhändertagande av mantlade eller omantlade kulor, men Länsstyrelsen har inte kännedom om några specifika riktlinjer för hur kulfång för civilt skytte ska utformas för att klassas som miljökulfång.

2.1.2 Begreppet "miljöanpassat kulfång"

Qvarfort m.fl. (2008) framhåller att det odefinierade begreppet miljökulfång bör ersättas av begreppet miljöanpassat kulfång. Författarna listar de kriterier som de anser bör vara uppfyllda för att en skjutvall ska omfatta de grundkrav som bör ställas på ett miljöanpassat kulfång:

- Sanden i kulfången ska ha ett pH-värde högre än 5. Om så inte är fallet ska kalk blandas in i sanden.
- Lokaliseringen eller konstruktionen får inte medföra genomströmning av yt- eller grundvatten då detta innebär en låg men långsiktig utlakning av bly främst i partikelform.
- Inga dricksvattenbrunnar får finnas inom ett möjligt påverkansområde.
- Ett kontrollprogram upprättas för kulfånget.

Med dessa kriterier definierar författarna de krav som de anser bör ställas för att kulfånget inte ska förorsaka skada på eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Enligt författarna kan traditionella kulfång som uppfyller kriterierna därmed anses vara miljöanpassade.

3 Påverkan på människa och miljö

För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs att föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där människa eller miljö kan exponeras. Exponeringen måste dessutom leda till en negativ effekt hos något skyddsobjekt för att en risk ska finnas. Föroreningen kan också utgöra en risk om den kan försämra kvaliteten på grund- och ytvatten. (Naturvårdsverket 2009a)

Det har forskats mycket kring föroreningar (framför allt bly) vid skjutbanor och det finns olika uppfattningar om vilken risk föroreningarna vid dessa områden utgör för människa och miljö. I tillsynsmyndigheternas arbete med förorenade skjutområden har riskfrågan en direkt inverkan på vilka krav på åtgärder som kan ställas. I detta avsnitt beskrivs på vilka sätt exponering av förorening vid skjutområden kan ske samt föroreningarnas egenskaper och förekomst. Därtill presenteras den kunskap om spridning och riskbild som Länsstyrelsen har kännedom om.

3.1 Exponering

Vid bedömning av exponering är markanvändningen en avgörande faktor. Markanvändningen styrs av de aktiviteter som kan antas förekomma inom området samt vilka grupper som exponeras och i vilken omfattning exponeringen sker. Naturvårdsverket har tagit fram två generella typer av markanvändning; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Vid KM kan alla grupper av människor vistas permanent inom området under en livstid och de flesta markecosystem samt grundvatten och ytvatten skyddas. Vid MKM är markanvändningen begränsad till exempelvis kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt. Markkvaliteten ska medge att vegetation kan etableras och djur tillfälligt vistas i området. (Naturvårdsverket 2009b)

Då skjutbanor ofta är lokaliserade i skogsmark på avstånd från närmaste bebyggelse kan exponeringsförhållandena vid skjutbanor och skjutfält generellt anses falla inom kategorin MKM. Ibland avviker dock förhållandena från de förutsättningar som gäller för det generella fallet och då kan naturligtvis andra krav på miljön i området vara aktuella. En bedömning av vilken markanvändning som är aktuell bör således göras i varje enskilt fall.

3.1.1 Människor

Det finns framför allt två exponeringssituationer för föroreningar vid skjutområden. Den ena är inandning eller intag av kontaminerad jord, damm, luft eller vatten. Den andra är intag av kontaminerad föda som vuxit inom området.

Skjutvallar hålls ofta rena från växtlighet, vilket föranleder en liten exponeringsrisk genom växters möjliga upptag genom rötter under eller i vallen. På skjutvallarna växer därtill sällan örter och växter som äts av människor. Majoriteten av skjutvallarna är täckta med sågspån eller består av grus och sand, vilket medför en risk för damning. Försiktighet bör iaktas vid arbeten i eller på vallen.

Spridning av hagel sker oftast över skogsmark, myrmark, vid grustag eller öppet vatten. Intag av bär och svampar kan därför innebära en risk för exponering. I områden med finkornigt material kan även damning utgöra en exponeringsrisk, då förorenade partiklar transporteras med vinden.

Vid intag av vatten inom skjutområden eller i anslutning till dessa kan människor exponeras för föroreningar. Barn som vistas inom skjutområden riskerar därtill att exponeras för föroreningar vid intag av jord eller grus.

3.1.2 Djur och växter

Marklevande organismer så som växter med rötter i marken, djur som äter av nämnda växter och djur som gräver i eller äter av jord riskerar att exponeras för föroreningarna. Till exempel kan blydamm som uppstår vid kulfången lägga sig på växter och utgöra en exponeringskälla för växtätare (Bennett m.fl. 2007). I Holland har en undersökning av små däggdjur i ett nedlagt skjutbaneområde visat att dessa led av förgiftningssymptom vid en jämförelse av djur som levde utanför banan (Ma 1989) och i försök med kalvar som betade på en militär skjutbana orsakade intaget av bly akut förgiftning efter bara några dagar och fyra av fem kalvar dog (Braun m.fl. 1997).

Blyhagel och större lerduvebitar som hamnar i vatten samt partiklar innehållande föroreningar sedimenterar på botten. Exponeringsrisken i akvatisk miljö är därför sannolikt störst genom sedimenten. Bottenlevande djur så som maskar, musslor, kräftdjur och insektslarver vistas mer eller mindre hela tiden på och i sediment och utsätts ständigt för dess innehåll av föroreningar (Naturvårdsverket 1998). Detsamma bör gälla vattenlevande växter.

Även fåglar riskerar att exponeras för blyhagelrester, framför allt i strandnära områden och grunda sjöar där sjöfåglar får i sig blyhagelrester när de äter dem i tron att det är grus, som fåglarna använder för bearbetning av födan (Mörner 2001). Då haglen kommer in i fåglarnas

körtel- och muskelmage, i vilka pH-värdet är lågt, korroderar bly snabbt och mals sönder och kommer därmed i omlopp i fåglarnas kropp. När det gäller påverkan från bly i ammunition har förgiftning hos vilda nordamerikanska fåglar varit känd sedan länge. Därtill har förgiftningsfall hos sjöfåglar rapporterats från flera länder och den vanligast rapporterade orsaken till blyförgiftning är att fåglarna får i sig bly via födan.

I Sverige ses blyförgiftning årligen bland örnar, änder, gäss och svanar (SVA 2008). Under 2008 ställde Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) denna diagnos hos sju havsörnar, en kungsörn och två knölsvanar. Hos rovfåglar ses förgiftningen framför allt efter att fåglarna har fått i sig bly via slaktrester eller dött respektive skadeskjutet vilt med bly i kroppen. En hypotes är således att ornarna ätit blyförgiftade sjöfåglar, som utgör en viktig del av havsörnarnas föda. Blyförgiftning finns också rapporterad från flera länder hos andra fågelarter som exempelvis duvor, tranor, fasaner och raphöhonor (Fisher m.fl. 2006 samt Ferrandis m.fl. 2008) och i en studie från Kanada drar man slutsatsen att den fortsatta användningen av blyhagel vid jakt i högländ är ett av de huvudsakliga skälen till blyförgiftning hos rovfåglar (Martin m.fl. 2008). Även blyad kulammunition kan leda till förgiftning av rovdjur. I flera fall av blyförgiftade rovfåglar har fragment av blykulor återfunnits i magen (bl.a. Fisher m.fl. 2006 och Hunt m.fl. 2006).

3.2 Föroreningar

I detta avsnitt redogörs för de vanligast förekommande föroreningarna vid skjutbanor och skjutfält.

3.2.1 Bly

Bly (Pb) är ett grundämne som förekommer allmänt i luft, mark och vatten. Ämnet är en mjuk och lättformad metall som samtidigt har hög densitet. Dessa egenskaper har medfört att bly under lång tid har använts i ammunition.

Bly har inte någon känd funktion hos organismer. Metallen är giftig vid förtäring samt vid inandning av ångor och påverkar många funktioner i kroppen. Bly binder till enzymer som är avgörande för kroppens kemiska processer (Baird och Cann 2005) och påverkar generellt överlevnad, tillväxt, reproduktion, utveckling, metabolism, inläring och beteende (Eisler 1988). Symptom på blyförgiftning hos människa är trötthet, dålig aptit, blodbrist samt skador på nervsystemet (Livsmedelsverket 2010). Bly i vissa former är cancerframkallande på djur och kanske även på människor. Metallen är bioackumulerbar och giftig för vattenlevande organismer och varmblodiga djur (Johansson och Zimerson 1994). Gifteffekter från bly är påvisade hos fisk vid blyhalter på 1,5 – 10 µg/l i klara vatten och negativa hälsoeffekter på människor kan påvisas vid halter på 0,1 mg Pb/l blod (Naturvårdsverket 1996).

Förekomst vid skjutbanor

På hagelskjutbanor sprids ammunitionsrester över ett relativt stort område. På kulbanor ansamlas stora mängder bly i kulfången. Ammunitionsresterna finns i alla storlekar, från opåverkad ammunition till partiklar av dammstorlek. Förhållandena varierar bland annat beroende på materialet i kulfånget och typen av ammunition som används. Blyhalten har vid analys av flertalet kulfång visat sig vara mycket hög, upp till 90 000 ppm (Naturvårdsverket 1996). Den högsta blyhalten återfinns i den grova materialfraktionen i kulfånget. Enligt Statens Geotekniska Institut (SGI, 1995) var 83 % respektive 76 % av blymängden vid två av försvarets skjutbanor fördelad till fraktionen större än 8 mm. Dammfraktionens andel är dock enligt Naturvårdsverket (1996) inte försumbar och måste sättas i relation till den totala mängden material i kulfånget, fångets ålder, hur ofta det har rensats och med vilka metoder.

Ammunition innehåller främst metalliskt bly (Naturvårdsverket 2006b) och det är när det metalliska blyet omvandlas till andra mer mobila former (till exempel Pb^{2+}) som det kan lakas ut, spridas och bli tillgängligt för växter och djur (Baird och Cann 2005). Omvandlingen kan även ske via de syror som finns i magsäcken hos olika djur. Enligt Naturvårdsverket (2006a) är

den dominerande formen av bly i vatten Pb^{2+} samt dess komplex med löst organiskt kol. I regel dominerar komplexen kraftigt. I en undersökning av sediment i en uppsamlingsdamm före ett markfilter (se avsnitt 4.2.4 för mer information om försvarsmaktens utvecklingsprojekt) visade sig merparten av blyet (60 %) vara bundet till adsorberade och utbytbara metaller samt karbonater. Enligt undersökningsrapporten innebär det i praktiken att det är lättillgängligt och kan utgöra ett miljöhot om det till exempel hamnar i en miljö med lägre pH (NIRAS 2009).

Runt en kula som legat i marken en tid bildas ett skikt av korroderat material bestående av mer eller mindre lösliga blyföreningar så som blyoxid, blykarbonat och blysvlfat (Adersen m.fl. 1983, Jørgensen och Willems 1987, Tanskanen m.fl. 1991, Lin m.fl. 1995, Cao m.fl. 2003). Vad som bildas beror av faktorer i omgivande mark, vatten och luft samt av mekaniska ingrepp så som plöjning.

Faktorer som påverkar korrosion och transport

Korrosions- och transportprocesserna för bly i mark är delvis okända (Naturvårdsverket 2006b) men påverkas av pH, mängd organiskt material, jordens katjonbyteskapacitet och ytterligare några faktorer.

Vid det pH som normalt råder i mark är bly stabilt (Qvarfort och Waleij 2004). Lösligheten för bly ökar med sjunkande pH (Adersen m.fl. 1983, Sauve m.fl. 1998). Lågt pH (<5) gör att metalliskt bly utlakas snabbare, men även högt pH (>10) ger ökad löslighet (Qvarfort och Waleij 2004). Ett högre pH (7-8) och kalkning kan minska rörligheten hos bly men det leder enligt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU 2006) också till en ökad utlakning av lösta humusämnen, vilket innebär att det bly som finns komplexbundet till humusämnen då blir mer rörligt.

Bly binds effektivt till organiskt material i marken (Naturvårdsverket 2006a). I jordar som är rika på humus är korrosionen högre (Lin m.fl. 1995) eftersom organiska syror har förmågan att lösa upp bly (SGU 2006). En hög halt organiskt material i jorden kan därför påskynda omvandlingen av metalliskt bly samtidigt som risken för läckage av blyjoner minskar.

Katjonbyteskapaciteten hos jorden är den totala summan av utbytbara katjoner som en jord kan adsorbera (Brady och Weil 2002). Jordar med hög katjonbyteskapacitet uppvisar mindre mängd rörligt bly eftersom blyet binds till markpartiklarna (Cao m.fl. 2003) men då blyjonerna flyttas från marklösningen till markpartiklarna påskyndas samtidigt korrosionen av metalliskt bly. Dock har jordar med hög katjonbyteskapacitet i regel också ett neutralt pH (Brady och Weil 2002), vilket i sig minskar korrosionen.

Det yttre korrosionsskiktet förhindrar till viss del ytterligare korrosionsangrepp (SGU 2006). Detta innebär att mekanisk bearbetning av jorden, till exempel vid rensning av kulfången, kan förstöra korrosionsskiktet varvid nya ytor på metallen blottas och korrosionen kan ta fart igen (Qvarfort och Waleij 2004). Även tid, klimat, vattenhalt i mark och marklösningens kemiska sammansättning kan påverka korrosions- och transportprocesserna i mark (Qvarfort och Waleij 2004). Den totala omvandlingen av en blyad kula i mark uppskattas ta 30-300 år (Jørgensen och Willems 1987).

Transport

Flera undersökningar har visat att transport av bly sker. Enligt Naturvårdsverket (2006a) består blytransporten till stor del av lösta humuskomplex, alternativt av bly i kolloidalt bunden form med järnoxider och humusämnen. Adersen m.fl. (1983) visade i resultat från undersökningar av flera olika skjutområden att bly förekom i marken ner till 65 cm djup. Transport av bly nedåt i markprofilen och förorening av grundvatten har även konstaterats vid en skjutbana i Finland (Tanskanen m.fl. 1991) och vid undersökningar av sjöar, diken och källflöden har bly konstaterats i både vatten och sediment (Naturvårdsverket 1996).

Tillgänglighet

Ett ämnes effekt på omgivningen beror i hög grad av ämnets biotillgänglighet. Det har visat sig vara svårt att avgöra hur tillgängligt bly är i marken, eftersom detta beror av en rad olika faktorer så som ämnets löslighet, markens redoxpotential, pH, organiska föreningar och förekomst av absorbenter. Bly har emellertid sin högsta toxicitet vid låga pH-värden, troligtvis beroende på att det bly som förekommer i jonform (Pb^{2+}) är mer toxiskt och biotillgängligt än bly bundet till andra komplex (Borg och Johansson 1989).

Enligt Qvarfort och Waleij (2004) utgör bly i sin metalliska form inte någon direkt förgiftningsrisk, såvida ammunitionen inte konsumeras och reagerar med matspjälknings-syror. Vid mycket höga halter bly i marken och framför allt vid sura markförhållanden kan växter ta upp höga halter bly (Thomas 1997) men enligt SGU (2006) påträffas sällan synliga tecken på blyförgiftning hos växter ute i fält. Som tidigare nämnts (se avsnitt 3.1.2) kan blydamm lägga sig på växtdelar vid skjutbanor och därigenom orsaka problem. Många vanliga svamparter verkar ha en förmåga att transportera bly till ovanjordiska delar (Komarek m.fl. 2007), vilket innebär att intag av svampar också i vissa fall kan medföra intag av bly. En av de få studier som bedömt hela miljön kring skjutbanan konstaterade vissa effekter på enskilda organismgrupper, men såg ändå ingen påverkan på ekosystemnivå (Rantalainen m.fl. 2006).

Potentiell miljörisk

Det finns studier som har visat att bindningen av bly i mark och kulfång är effektiv och att merparten av ammunitionen stannar i det översta jordlagret (Lin m.fl. 1995 och Cao m.fl. 2003). Detta skulle innebära att kulfång normalt inte innebär någon risk för människa och miljö. Det finns emellertid även undersökningar som tyder på större spridning (till exempel Adersen m.fl. 1983, Tanskanen m.fl. 1991 och Naturvårdsverket 1996).

Korrosionsprocesserna kring en blykula och uttransporten av bly från denna är inte fullt kända. Inte heller är blyets omvandling och förekomst i marklösningen känd. Dessa faktorer gör bedömningen av den potentiella miljörisken osäker, vilket medför att allmänna generaliseringar bör undvikas och att risken bör bedömas i varje enskilt fall.

3.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten

Lerduvor består huvudsakligen av lera och för att öka duvans hållfasthet har ett bindemedel använts. Allmänt har bindemedlet utgjorts av olika typer av stenkolsjär eller stenkolsjärbeck som innehåller polycykliska aromatiska kolväten (PAH), vilket är en stor grupp ämnen med olika egenskaper (Bernes 1998). Mellan 1982 och 1986 genomfördes enligt uppgift stora förbättringar vad gäller bindemedlet i lerduvor och idag används ett stenkolsjärbeck som innehåller flerringade högmolekylära PAH (Golder Associates AB 2001).

Flerringade PAH har i tester bevisats orsaka cancer och genetiska skador (Birgersson m.fl. 1999) och eftersom ämnena därtill är fettlösliga och svårnedbrytbara har det till följd att de är långlivade och bioackumulerande (KEMI 2010). Detta innebär att de kan ansamlas i organismer och generera additiva och kroniska effekter.

Förekomst och transport

Enligt Golder Associates AB (2001) uppgår mängden bindemedel i lerduvan till 27 viktprocent av lerduvan som väger ca 100 g. Mängden PAH i lerduvor ger utifrån deras beräkning, med en förutsättning om att stenkolsjärbecket innehåller 15 % PAH, ($0,15 \times 0,27 \times 100 =$) 4 g PAH per 100 g lerduva. Detta medför att en betydande mängd PAH under relativt kort tid kan spridas inom ett skjutområde.

PAH med hög molekylvikt har låg vattenlöslighet och flyktighet (Bergknut 2006), vilket medför att de lakas ut mycket långsamt då de binder till partiklar i mark. Att de är långlivade och bioackumulerande ökar emellertid risken för spridning ut från källområdet. I vattenmiljöer ansamlas PAH i sedimenten.

3.2.3 Antimon och arsenik

Antimon har liksom arsenik använts som legering med bly i syfte att öka hårdheten (IVL 2002), och antimon har endast på senare år uppmärksammats som förorening (SGI 2005). Dessa ämnens mängd är i förhållande till blyets ringa på skjutbanor.

Antimon har ingen känd biologisk funktion och är toxisk vid höga koncentrationer. Många olika typer av toxiska effekter har rapporterats (Naturvårdsverket 2006a). Vissa former av antimon är misstänkt cancerogena (Gebel 1997). Under syresatta förhållanden och vid pH högre än 7 kan antimon till viss del bindas i jorden. Under övriga förhållanden är ämnet lösligt (Naturvårdsverket 2006a), vilket har visats i långtidsförsök (SGI 2005). Lakvattnet hade tydligt förhöjda halter bly samt antimon och antimonhalten var 20 ggr högre än den som uppmättes i nederbörden under samma period. Antimon var till skillnad från bly inte partikulärt bundet utan primärt löst i lakvattnet. Analyser av antimon saknas för perioden innan 2005, vilket innebär att det inte är känt om lakningen av antimon hade avtagit med åren eller inte.

Arsenik är giftigt vid hudkontakt, förtäring och inandning. Ämnet är akut giftigt för vattenlevande organismer och varmblodiga djur. Arsenik kan dessutom vara mutagen och cancerframkallande i vissa former (Johansson och Zimerson 1994). Metylerade arsenikformer är mindre giftiga (Naturvårdsverket 2006a). Arsenik binds starkt i jorden under syresatta förhållanden och vid högt pH (>8). Under övriga förhållanden är risken för transport eller upptag av ämnet större. I långtidsförsök (SGI 2005) kunde ingen betydande arseniklakning konstateras.

3.2.4 Övriga ämnen

I kulors mantel finns bland annat koppar och zink. Som en följd återfinns således dessa metaller framförallt vid skjutbanor där kulammunition har använts. Ibland används nickel som hölje runt en viss sorts hagelammunition som mest används inom jakt. Dessa ämnens mängd och miljöpåverkan är ofta marginell i jämförelse med bly och PAH.

Koppar är ett essentiellt näringsämne för både växter och djur men i höga halter är ämnet mycket toxiskt och kan skada lever, njurar och immunförsvar. Koppar binds mycket starkt till humusämnen vilket medför att halten organiskt material i marken i regel är avgörande för hur mycket koppar som kan bindas. Bindningen är stark även vid låga pH (<4). Transporten av koppar i mark och vatten sker till stor del som lösta humuskomplex. (Naturvårdsverket 2006a)

Zink är ett essentiellt ämne för växter och djur och har generellt sett en låg toxisk effekt på däggdjur. Sötvattenlevande organismer tycks dock vara relativt känsliga för förhöjda zinkhalter. Vid högt pH (>6) förekommer zink i regel komplexbundet till markens organiska material. Vid lågt pH förekommer zink i huvudsak adsorberat till organiskt material och lerpartiklar. Lösligheten ökar starkt med sjunkande pH. (Naturvårdsverket 2006a)

I höga koncentrationer är nickel toxiskt för djur. Nickel är även cancerogen. Ämnet komplexbinds till organiska material och markkemin för nickel är mycket lik den för zink. Nickel är således relativt lösligt vid låga pH-värden, men binds starkt i marken vid höga pH-värden. (Naturvårdsverket 2006a)

4 Utredning och avhjälpande av föroreningsskada

För att ta reda på om ett skjutområde innebär en risk kan utredningar i form av miljötekniska markundersökningar vara nödvändiga. I de fall utredningarna visar att området utgör en risk kan nästa steg vara att avhjälpa, det vill säga åtgärda eller sanera, föroreningarna. I detta avsnitt presenteras olika utrednings- och åtgärdsmetoder. Därtill beskrivs de erfarenheter, i den utsträckning som Länsstyrelsen har kännedom om, som gjorts inom området.

4.1 Utredningsmetoder

4.1.1 MIFO-metodiken

En utredning enligt MIFO-metodikens fas 1 innebär att risken för att objektet ska påverka människa och miljö bedöms genom sammanvägning av fyra parametrar. Först bedöms den inneboende farligheten hos föroreningarna, därefter i vilken mängd föroreningen förekommer, vilka spridningsförutsättningar som råder samt slutligen omgivningens känslighet och skyddsvärde. Sammanvägningen av parametrarna mynnar i en av fyra riskklasser, där klass 1 innebär att området bedöms utgöra en mycket stor risk för människa och miljö och klass 4 innebär liten risk. Från MIFO fas 1 prioriteras de objekt som bedöms innebära störst risk vidare, ofta till MIFO fas 2.

Enligt MIFO-metodikens fas 2 utförs undersökningar av faktiska halter av föroreningar inom området. Resultaten från undersökningarna bekräftar eller förkastar den riskklass som objektet tilldelats vid fas 1, vilket innebär att riskklassen kan komma att ändras efter en förnyad bedömning enligt MIFO fas 2. De objekt som efter MIFO fas 2 bedöms utgöra störst risk kan prioriteras vidare till utförligare undersökningar och/eller åtgärder.

4.1.2 Jämförvärden

För att avgöra till vilken grad ett skjutområde är förorenat jämförs uppmätta halter med riktvärden, som är framtagna för att ange en nivå som ger skydd mot hälso- och miljöeffekter. I tabell 1 presenteras riktvärden för mark och grundvatten för föroreningar som är aktuella vid skjutbanor och skjutfält.

Med anledning av att PAH nästan alltid förekommer i blandningar där flera olika cancerogena PAH-föroreningar ingår har Naturvårdsverkets generella riktvärden beräknats för tre grupper av cancerogena PAH-föroreningar. Grupperna utgörs av PAH-L (låg molekylvikt), PAH-M (medelhög molekylvikt) samt PAH-H (hög molekylvikt). PAH-H består av de PAH som tidigare ingick i gruppen cancerogena PAH (Naturvårdsverket 1997) samt benso(ghi)perylene. (Naturvårdsverket 2009b)

Tabell 1. Riktvärden för ämnen som kan påträffas i mark eller grundvatten vid skjutbanor och skjutfält.

Ämne	Generella riktvärden för förorenad mark (mg/kg)*		Tillståndsklass för grundvatten (µg/l)**			
	KM	MKM	Låg halt	Måttlig halt	Hög halt	Mycket hög halt
Arsenik	10	25	1-5	5-10	10-50	>50
Koppar	80	200	-	-	-	-
Nickel	40	120	-	-	-	-
PAH L	3	15	-	-	-	-
PAH M	3	20	-	-	-	-
PAH H	1	10	-	-	-	-
Bly	50	400	0,2-1	1-3	3-10	>10
Antimon	12	30	-	-	-	-
Zink	250	500	5-20	20-300	300-1000	>1000

* Naturvårdsverket (2009b)

** SGU (2010)

Qvarfort m.fl. (2008) anför att anpassade riktvärden för kulfång bör tas fram. Dessa skulle, tillsammans med annan information om platsen, möjliggöra riskbedömningar av objekten utan omfattande undersökningar.

4.1.3 Lakteter

Undersökningar har visat att det inte alltid finns ett rakt samband mellan totalt tillgänglig mängd bly i en skjutbanesand och vilken mängd som faktiskt lakas ut ur olika fraktioner av sanden (SGI, 1995). Vid andra lakteter har dock ett tydligt samband mellan ökad lakbar halt och

minskad kornstorlek kunnat konstateras (Qvarfort och Waleij 2002). I det senare fallet var den lakbara mängden oförändrad under de första sju månaderna av undersökningen.

SGI har utfört lakteter på laboratorium samt utomhus under naturliga variationer i väderlek, med skjutbanesand från bland annat försvarets skjutbaneanläggning P10 (SGI 1995, 1996). I lakteterna var mängden bly som lakades ut initialt hög (ca 100 mg bly/l) parallellt med att lågt pH förelåg. Den utlakade mängden bly minskade i takt med att pH ökade.

SGI har även utfört långtidsförsök (SGI 2005) på samma skjutbanesand som ovan. I lakvattnet från skjutbanesanden var pH 7,8 och hade tydligt förhöjda halter bly och antimon, där blyhalten var 100 ggr högre än den som uppmättes i nederbörden under samma period. En stor del av blyet som lakades ut var partikulärt. Halten i lakvattnet hade inte sjunkit jämfört med provtagningar som gjordes innan 1996 och i resultatrapporten förs ett resonemang kring att skjutbanesanden möjligtvis innehöll en mycket liten mängd lättlakade metaller som hade lakats ut redan innan 1996 och att metallerna som kvarstår kan vara i metallisk form. Dessa skulle inte vara associerade till jordmaterial, utan utgöra en egen fas i sanden.

Sammanfattningsvis kan lakteter ge en bild av den utlakbara andelen föroreningar i provet, tillika kulfånet. Detta ger större kunskap om spridningsförutsättningarna och därmed vilken risk föroreningarna innebär för omgivningen. Lakteter krävs även för att klassificera avfall inför deponering.

4.1.4 Fält- och laboratorieanalyser

Det finns flera instrument som under pågående fältarbete kan ge ledning avseende förekomst och avgränsning av föroreningar. Det vanligast förekommande fältinstrumentet vid undersökning av skjutbanor är en röntgenfluorescensdetektor (XRF), som mäter halten tungmetaller i jordprov. En fotojonisationsdetektor (PID) används för att analysera flyktiga organiska kolväten så som petroleumprodukter, lösningsmedel och liknande. PetroFLAG används på jordprov för att analysera det totala innehållet av kolväten, främst tyngre oljor och smörjmedel. Analyser med PetroFLAG kan ge indikation om närvaro av PAH.

Att analysera prover i fält kan vara en snabb och kostnadseffektiv metod. Det bör dock noteras att fältmätningar i de flesta fall kombineras med laboratorieanalyser, vanligen på ett mindre antal prov (ofta 10 %). Dessa analyser är relativt sett dyrare än fältanalyser men resultaten är säkrare.

Vid provtagning och analys av vatten bör det beaktas att resultat som erhålls representerar ett tillfälligt förhållande i vattnet vid det specifika provtagningstillfället. Om provtagningen sker vid ett icke representativt tillfälle, exempelvis vid låga eller höga flöden, kan resultatet ge en felaktig bild av förhållandena. Om provtagningar utförs vid flera olika tidpunkter under året kan detta eventuella problem förekommas.

4.1.5 Biologiska och passiva provtagningar

Provtagning och analys av bladgrönka och stamved kan indikera om det sker ett upptag av föroreningar i växter. Även marklevande organismer som till exempel dagmaskar kan provtas.

Passiva provtagningar ger ett relativt mått på blyhalten i exempelvis ett vattendrag över en viss tid. Detta sätt att mäta förekomsten av föroreningar kan ibland vara att föredra då det kan ge en faktisk bild av föroreningstransporten. Vattenmossa (*Fontinalis antipyrica*) kan nyttjas för passiv provtagning då mossan har förmågan att ackumulera metaller från vatten. Det finns även specifika provtagare (exempelvis Ecoscope) som innehåller en jonbytarmassa som ackumulerar lösta metalljoner från omgivande vatten.

4.2 Åtgärdsmetoder

Nedan beskrivs flertalet åtgärder för att avhjälpa föroreningar på skjutbanor och vid skjutfält. Det finns emellertid även åtgärder som kan vidtas i förebyggande syfte. Dessa åtgärder lämpar

sig väl då nya skjutområden tas i anspråk och man vill förhindra att platsen förorenas, samt i områden där föroreningar har avhjälpits under pågående verksamhet och man vill minimera risken för återkontaminering.

4.2.1 Rensning och tvättning av jord

Mellan 1996 och 2000 utförde Försvarsmakten ett omfattande program med tvättning av kulfångssand. Kontroller har senare visat att utlakningen av bly var lika stor oberoende av om sanden var tvättad eller inte (Qvarfort m.fl. 2008). Med anledning av detta utfördes undersökningar av fördelningen av bly i olika sandfraktioner (Qvarfort och Waleij 2002). När kulan träffar skjutvallen slås den i många fall sönder och finfördelas, varpå blyet binds starkt till små partiklar i vallen. Vid jordtvätt rensas fina partiklar ut medan större partiklar med bly kvarlämnas, vilket medför att jordtvätt i många fall inte är en tillräcklig saneringsmetod.

Siktning är den enklaste metoden för att separera den grövre metallfraktionen i kulfångsmaterialet. Försök har visat att 60 % av metallerna kan återvinnas genom sållning med maskstorlek 6,7 mm (Johnson m.fl. 1993, Naturvårdsverket 1996). Vid användning av finmaskigare nät kan en större andel av metallerna återvinnas, men förlusten av material blir då större. Maskstorleken på sållningsutrustningen bör således utformas och bedömas från fall till fall, beroende på typ av kulfångsmaterial.

För att avlägsna så mycket som möjligt av metallerna ur kulfångsmaterialet kan en kombination av olika steg användas. Det finns företag som är specialiserade på att ta hand om bly i kulfång och som har utvecklat mobila anläggningar för ändamålet. Metoderna varierar men har en del gemensamt och ofta används en kombination av siktning, tvättning och en slutlig separation där man drar nytta av de densitetsskillnader som finns mellan sand och bly. I princip handlar det om att efterlikna de metoder som gruvindustrin använder för att skilja metaller från gräberget. (Naturvårdsverket 1996)

SGI har utfört försök med siktning och magnetisk separation av bly i skjutbanesand (SGI 1995). Resultaten visar att 87 % respektive 46 % av sandens totalinnehåll av bly kan reduceras genom dessa metoder.

Länsstyrelsen vill i sammanhanget poängtera att försiktighet bör iakttas vid bearbetning och omrörning av förorenad skjutbanesand, då undersökningar har visat att störningarna kan öka utlakningen av bly (se avsnitt 4.2.4).

4.2.2 Urgrävning och omhändertagande eller deponering

Vid urgrävning schaktas förorenade massor bort för omhändertagande. Beroende på föroreningshalten och utlakningen kan materialet antingen återanvändas, i till exempel miljökulfång eller bullervallar, eller lämnas för deponering. Under förutsättning att vallen betraktas som avfall bör det noteras att det råder anmälnings- eller tillståndsplikt vid användning av avfall för anläggningsändamål. Vid deponering är det aktuellt med antingen klass 1-deponi eller klass 2-deponi, beroende på föroreningshalten.

Urgrävning är den vanligaste åtgärden vid skjutbanor, men denna åtgärdsmetod är också mycket kostsam. Priset för deponering varierar något men är ca 800 kr/ton för klass 2-deponi respektive 1500 kr/ton för klass 1-deponi. Med beaktande av att en genomsnittligt skjutvall innehåller i storleksordningen 750 ton material (Naturvårdsverket 1996) kan konstateras att kostnaderna för deponering i de flesta fall kommer att uppgå till flera hundra tusen kronor. Dessutom tillkommer arbetskostnader och transporter.

Det bör noteras att bearbetning och omrörning av förorenad skjutbanesand kan påverka spridningsbilden. Undersökningar har visat att störningar kan öka utlakningen av bly (se avsnitt 4.2.4).

4.2.3 Deponering och kemisk immobilisering

Ett sätt att hantera kulfångsmaterialet kan vara att hindra föroreningar från att läcka ut till omgivningen. Det finns beprövade metoder som går ut på att isolera det förorenade materialet från nederbörd och infiltration genom att omgärda den med olika tät- och dräneringsskikt. I praktiken innebär det att utföra en deponering på plats. (Naturvårdsverket 1996)

Metoden ovan kan med fördel kombineras med kemisk behandling som strävar efter att genom ändrade pH-förhållanden eller bildande av svårösliga salter förhindra läckage. Metoden kan även kombineras med fysiska ingrepp i närmiljön med syfte att minska vattengenomströmning i området (till exempel avskärmande diken) och/eller ytterligare fångststeg så som filter. (Naturvårdsverket 1996)

4.2.4 Kalkning

Kalkblandningar tillsätts i kulfång för att höja pH-värdet i materialet och därigenom minska utlakning och omgivningspåverkan. Försvarsmakten har finansierat ett utvecklingsprojekt avseende alternativa efterbehandlingsmetoder för blyförorenade skjutfält. I projektet, som pågick i flera omgångar mellan 1999 och 2008, har huvudsakligen kalkning och filtrering (se avsnitt 4.2.5) undersökts. Bakgrunden till projektet är att flertalet av försvarets skjutfält är skogbevuxna och att "hot-spots" därmed kan vara svåra att lokalisera samt att det är svårt att tvätta denna jord som ofta har ett stort innehåll av organiskt eller finkornigt material (Ledskog och Qvarfort 2001). Dessutom återfinns i vissa fall blyföroreningar tillsammans med oexploderad ammunition (OXA), vilket kan innebära att åtgärder som förutsätter grävning förhindras (NIRAS 2009).

Inom Försvarsmaktens utvecklingsprojekt har studier av effekterna av kalkning genomförts både på laboratorium och i fält. Resultaten från laboratorierestudierna har visat att en blandning av kalciumkarbonat och kalciumhydroxid minskar blyutlakningen effektivt (Ledskog och Qvarfort 2001). Minskningen var på över 90 % efter en simulerad tid av två år och 99 % efter motsvarande tio år. Detta tyder på att det tar ett par år innan kalkning ger effekt.

Resultaten från fältförsöken visade på en genomsnittlig reduktion av blyutlakningen till ytvattnet efter iblandning av kalk, medan resultaten inte var entydiga vad gäller markvattnet (NIRAS 2009). Enbart kalkning på markytan, det vill säga utan inblandning, gav inte någon tydlig effekt på blyutlakningen inom 5-8 år efter det att kalkningen utförts (NIRAS 2009). I sammanhanget bör det noteras att både Ledskog och Qvarfort (2001) och NIRAS (2009) konstaterar att kalkning bör ske utan omgrävning av den förorenade jorden, då störningarna kan öka utlakningen av bly.

Innan kalkning används som åtgärdsmetod bör flera aspekter tas i beaktande, till exempel lokala förhållanden avseende hydrologi, geologi, markens pH och organisk halt (NIRAS 2009). Därtill bör det göras en utvärdering av eventuell negativ påverkan på platsen, vilket innebär att frågeställningar bör besvaras avseende föroreningssituation, bakgrundshalter, omgivningens känslighet och markens beskaffenhet (Ledskog och Qvarfort 2001). Åtgärden bör dessutom följas upp med provtagning och utvärdering, varför provtagningsmöjligheter bör finnas för ytvatten och/eller grundvatten. Samma provtagningspunkter bör nyttjas vid varje tillfälle (Ledskog och Qvarfort 2001).

Kalken kan utgöras av kross- eller mjölfraktion eller en kombination av dessa och bör torrblandas innan spridning, vilket vid begränsade mängder kan ske för hand (Ledskog och Qvarfort 2001). Enligt NIRAS (2009) är krossad kalksten förmodligen ett bättre alternativ än kalkstensmjöl, eftersom krossad kalksten används i skogsbrukssammanhang och effekten beräknas kvarstå 25-30 år. Detta innebär följaktligen att metoden behöver upprepas uppskattningsvis ungefär vart 25:e år.

Länsstyrelsen har inte kännedom om några säkra resultat avseende effekter av kalkning och det bör noteras att kalkning medger att föroreningen lämnas kvar under lång tid. Om jordens pH

redan är relativt högt kan en begränsad effekt av kalkning förväntas. Därtill kan kalkning medföra ett förändrat ekosystem då vissa växter och djur eventuellt inte är anpassade för ett högre pH.

4.2.5 Markfilter

I Försvarsmaktens utvecklingsprojekt avseende alternativa efterbehandlingsmetoder för skjutfält (se avsnitt 4.2.4) har försök indikerat att filtrering av blyförorenat vatten via ett kalk-sand-filter kan vara en effektiv reningsmetod.

Den inledande laboratoriestudien i ovan nämnda projekt uppnådde en filtereffektivitet på upp till 99 %. Med ledning av detta resultat utfördes fältstudien på ett markfilter bestående av mineraljord med en tillsats av kalciumkarbonat och kalciumhydroxid. Filtret delades in i ett förfilter/partikelfilter och ett huvudfilter. Förfiltret utgjordes av grövre material än huvudfiltret, som bestod av sand och kalktillsatsen. Uppströms markfiltret anlades en sedimentationsdamm/utjämningsdamm. Mätningar av blyhalten i ingående och utgående vatten från filtret visade på en genomsnittlig reningseffekt på 83 % under de första två åren. De efterföljande tre åren var reningseffekten i genomsnitt 54 %, vilket innebär att reningseffekten som medelvärde under hela försöksperioden (år 2000-2007) var 72 %. En mycket stor fastläggning av bly skedde redan i sedimentationsdammen, vilket innebär att dammens funktion i kombination med markfiltret är viktig. (NIRAS 2009)

För att leda ytvatten från ett skjutfält till ett markfilter kan det behöva anläggas ett dikessystem eller pumpledningar (Ledskog och Qvarfort 2001). Filtret kan enligt Ledskog och Qvarfort utformas som en markbädd eller anläggas i en (breddad) dikessektion. Ett filter kan även anläggas som en reaktiv barriär, genom vilken grundvattnet passerar. Drift av filter kräver visst underhåll och tillsyn (Ledskog och Qvarfort 2001), cirka vartannat år i form av rensning av diken/damm (NIRAS 2009). Ledskog och Qvarfort (2001) anför därtill att filtersorbenten (mineraljorden) behöver bytas ut när den är förbrukad, i teorin inte förrän efter minst hundra år, men detta har inte verifierats genom tester. Förbrukad sorbent tas omhand som farligt avfall och kostnaden för anläggning av dikesfilter är ca 400 000 kr (Ledskog och Qvarfort 2001).

NIRAS (2009) framhåller att det kan vara svårt att med hjälp av enbart markfilter reducera blyhalten i vattnet så att det redan vid utsläppspunkten från filtret endast innehåller låga halter bly. Det bör således noteras att det kan finnas risker för biologiska effekter vid utloppet från filtret och att ett filter som anläggs en bit nedströms det förorenade området medför att ett större område får accepteras som förorenat.

4.2.6 Övertäckning

Genom övertäckning med moränmassor och ett tunt lager matjord hindras exponeringen avseende hudkontakt och direktintag av förorenad jord. Borttagande av eventuell växtlighet i samband med täckningen minskar också risken för intag av förorenade växter. Täckningen skulle kunna kombineras med någon typ av tät markduk som minskar infiltrationen och innan övertäckningen skulle kulfångsmaterialet kunna isoleras med geotextil, för att underlätta eventuella framtida åtgärder i området. Det bör noteras att denna åtgärd inte förebygger utlakning eller spridning.

4.2.7 Inhägnad och markanvändningsrestriktioner

Inhägnad innebär ett skydd från direktexponering av föroreningar genom att tillgängligheten minskar. Restriktioner i markanvändningen innebär också ett indirekt skydd, antingen i kombination med inhägnad eller som enda åtgärd. Restriktionerna kan exempelvis vara förbud att förtära svampar och bär inom området. Båda dessa åtgärder bör kombineras med skyltning och information. Det bör noteras att åtgärderna inte förebygger utlakning eller spridning.

4.2.8 Förebyggande åtgärder

För att minska miljöpåverkan från skjutbanor och skjutfält kan miljövänligare ammunition användas. Blyhagel och andra varianter med tungmetaller kan bytas ut mot stålhagel och därtill finns det idag lerduvor som inte innehåller PAH utan istället är tillverkade av cellulosa eller majs (Svenska Jägareförbundet 2008). En annan förebyggande åtgärd är att installera någon form av miljöanpassade kulfång (se avsnitt 2.1.2).

4.3 Exempel på genomförda undersökningar och åtgärder

I Sverige har flertalet undersökningar av skjutbanor och skjutfält utförts med olika metoder. Länsstyrelsen har kännedom om ett fåtal fall där undersökningar och åtgärder har utförts av kommun, länsstyrelse och markägare eller med hjälp av statliga bidrag (se avsnitt 6 för mer information om Naturvårdsverkets arbete med förorenade områden). Vid Anebyortens jaktskyttebana har undersökningar genomförts vid flera tillfällen i ett samarbete mellan miljö- och byggförvaltning, länsstyrelse och jaktvårdsförening. Skjutbanan i Trumtorp har åtgärdats delvis med statliga bidrag och hagelskjutbanan i Gyttorp har undersökts med statliga bidrag. I Heby kommun tog markägaren självmant på sig att undersöka och åtgärda en skjutbana och länsstyrelsen i Jämtlands län har undersökt två skjutbanor översiktligt. Ovan nämnda fall presenteras i detta avsnitt, medan krav på undersökningar och åtgärder som har ställts av tillsynsmyndigheter via förelägganden presenteras i avsnitt 5.

Anebyorten 1997

Enligt Länsstyrelsen i Jönköpings län (2002) genomfördes under sommaren 1997 i kommunens miljösektions regi en mindre mark- och vattenundersökning av skeet- och trapbanorna vid Anebyortens jaktskyttebana. Halterna bly i marken var mycket höga (upp till 6500 mg/kg TS) och även yt- och grundvattnet var påverkat av bly. Jaktvårdsföreningen har kalkat marken i två omgångar under 1998 och 1999. Kostnaden har uppgått till 25 000 kr och totalt har 80 ton jordbrukskalk spridits över ca 2 ha.

Undersökningen som miljö- och byggförvaltningen, länsstyrelsen och jaktvårdsföreningen utförde under år 2001 avsåg att utreda blynedfallet vid banorna och spridningsförutsättningarna av bly från området. I 12 delområden togs samlingsprov och tre nya grundvattenrör sattes. Även ytvattenprov har tagits. Provtagningen visar att den övre delen av marken (torven) är tydligt blyförorenad vid både skeet- och trapbanan (upp till 2100 mg/kg TS). Den högsta halten (21 000 mg/kg TS) konstaterades vid utkanten av skeetbanans beräknade nedfallsområde. Blyet har enligt undersökningsrapporten trängt djupare ner i skeetbanan, vilket i första hand bedöms bero av den längre användningsperioden (ca 40 år jämfört med trapbanans 12 år). Allt eftersom torvlagren har växt har det bly som hamnat på ytan successivt inbäddats djupare ner i torven. Eftersom höga halter bly även har uppmäts 0,5 m ner i marken på trapbanan kan det enligt rapporten emellertid inte uteslutas att det förekommer en viss lakning av bly. Medelvärde för pH var vid provtagningstillfället strax under 5, vilket enligt rapporten kan betyda att torvens förmåga att fastlägga bly är något försämrad. Även i grundvattnet konstaterades förekomst av bly men grundvattnet anses trots detta inte vara påverkat i någon större omfattning, vilket bedöms indikera att utlakningen av bly från torven är låg. Ytvattnet i diket är tydligt påverkat av bly. Blyet antas vara adsorberat till humus och kelatbundet till löst organiskt material och det konstateras att denna komplexbindning medför att blyet är mindre toxiskt för vattenlevande organismer.

Sammanfattningsvis konstateras att utläckaget av bly från området i huvudsak sker via ytvattnet och att det fortfarande är oklart i vilken omfattning utlakningen sker. För att kunna bedöma vilka risker som skjutbanan faktiskt utgör föreslås i rapporten flera kompletterande undersökningar. Dels bör det utredas hur stort nedfallsområdet för skeetbanan är, eftersom det visade sig att torven var förorenad även utanför det beräknade nedfallsområdet. Därtill förordas en utökad provtagning och analys av bly och övriga parametrar på flera olika nivåer i torven så att föroreningens utbredning på djupet kan klarläggas. Även blyets lakbarhet i torven bör enligt

rapporten undersökas genom laktester och den årliga belastningen på ytvattnet avseende bly från skjutbanan bör beräknas. För att få en bättre bild av variationen i blyhalt över året i grundvattnet föreslås kompletterande provtagningar av detta. Slutligen rekommenderas provtagning och analys av vattenmossa och sediment, både uppströms och nedströms skjutbanan. Vad gäller åtgärder ges ytterligare kalkning och/eller upprättande av ett dikesfilter som förslag på tänkbara åtgärder. Skjutbanan har efter undersökningarna klassats till riskklass 2 enligt MIFO fas 1 av länsstyrelsen i Jönköpings län.

Länsstyrelsen i Norrbottens län har inte kännedom om huruvida de föreslagna utredningarna och åtgärderna vid Anebyortens jaktskyttebana har utförts.

Trumtorp 2000-2003

Enligt Länsstyrelsen i Södermanlands län (2011) användes Trumtorps skjutbana från 1900-talets början fram till 1968 för provskjutning av vapen från Eskilstuna gevärsfaktori. Under verksamhetstiden spreds ca 60 ton bly i området. Efter nedläggningen schaktades skjutvallarna ut, vilket spred ammunitionsrester och förorenad kulfångssand i terrängen.

Eskilstuna kommun beviljades år 2000 LIP-bidrag av Miljödepartementet med 8 miljoner kronor. Syftet med LIP (lokala investeringsprogram) var att stödja åtgärder som skulle öka den ekologiska hållbarheten i samhället. Dessa bidrag betalades ut till och med år 2002 (Naturvårdsverket 2011). Den totala kalkylerade kostnaden var 12 miljoner kronor och Eskilstuna kommun skulle själva stå för de resterande 4 miljonerna. Saneringsentreprenaden avslutades 2003.

Entreprenaden visade sig bli betydligt dyrare än kalkylerat. Till viss del berodde fördyringen på att det behandlingsalternativ som ursprungligen avsågs (jordtvätt på plats) inte var genomförbart på grund av den komplicerade tillståndsprövningen. Den huvudsakliga orsaken till fördyringen var dock att projekteringen kraftigt underskattat vilka volymer som skulle behöva omhändertas. I ansökan förutsattes att 9 000 ton massor skulle behöva behandlas men under saneringens gång har detta ökat till 19 000 ton.

Avhjälpandeåtgärden har totalt kostat knappt 32 miljoner kronor. Länsstyrelsen i Södermanlands län har beviljat och till Eskilstuna kommun utbetalat bidrag om knappt sex miljoner kronor och utöver detta har Naturvårdsverket beviljat LIP-bidrag om åtta miljoner kronor. Detta lämnar en rest om lite drygt 18 miljoner kronor. Naturvårdsverket har beviljat sex miljoner kronor i en slutuppgörelse med kommunen.

Gyttorp 2001-2002

Vid hagelskjutbanan i Gyttorp har undersökningar genomförts med hjälp av statsbidrag. Under 2001 genomfördes en detaljerad miljöteknisk undersökning för att få en klarare bild av föroreningsituationen vad gäller mängder, tillskott från omgivningen, spridningsvägar och risker för människor och miljö främst avseende bly (Golder Associates 2001).

Sammanfattningsvis visade resultaten från undersökningarna på mycket höga blyhalter i det ytligaste marklagret i större delen av skjutområdet. I enstaka prov uppgick halterna till drygt 100 000 mg/kg TS, vilket sannolikt är en följd av stora mängder hagel i provet. Medelhalten i alla analyserade prov var 7100 mg/kg TS. Halterna sjönk snabbt med jorddjupet och vid ungefär 40 cm djup var de i nivå med bakgrundshalterna. Även PAH förekom i höga koncentrationer i ytjorden där lerduvefragment observerades. Högsta halten cancerogena PAH var 510 mg/kg TS och övriga PAH 720 mg/kg TS. Lakförsök och uppmätta blyhalter i flera jordprofiler indikerade att bly långsamt läckte nedåt i markprofilen. Det skedde även ett visst blyläckage från området och uppmätta halter i sediment bekräftade det låga läckaget. Blyhalterna i träd inom området var ungefär 10 ggr högre än bakgrundshalterna vilket indikerade ett upptag i växtligheten. Risken för att läckaget av bly orsakar negativ påverkan på akvatisk flora och fauna bedömdes som obetydlig, med undantag för sjöfåglar som genom direktintag av hagel på botten av en närliggande å kan få i sig stora mängder bly.

År 2002 genomfördes kompletterande undersökningar av PAH vid Gyttorps hagelskjutbana (Golder Associates 2002). Halterna PAH var höga i den del av skjutbanan där stora mängder

lerduvefragment fanns i de ytliga marklagren. Halterna sjönk dock snabbt med djupet och vid några dm djup var de i nivå med bakgrundshalterna. Lakteter samt provtagning och analys av grundvatten, ytvatten och sjösediment indikerar att PAH inte sprids eller sprids i liten omfattning från skjutbanan. Uppmätta halter PAH i växter och daggmask inom området visar att PAH inte tas upp i stor omfattning i växtligheten men kan ackumuleras av jordlevande organismer. Halten i daggmaskarna var mer än 40 ggr högre än i maskar från opåverkad jord.

Enligt vad Länsstyrelsen i Norrbottens län erfar bestod åtgärderna i vid Gyttorps hagelskjutbana av inhägnad och markrestriktioner.

Heby 2005

Under 2005 undersökte en markägare i Heby kommun självmant ett skjutområde, i syfte att klargöra om kulfångsmaterialet kunde kvarlämnas på platsen då skjutbanan avvecklades. Mycket höga halter bly konstaterades (upp till 75 000 mg/kg TS) och i vissa prov var även halterna arsenik och koppar mycket höga. Det bedömdes att vallen var förorenad ner till ett djup av 0,6 m och att sanden bör siktas innan deponering på lämplig anläggning (Bjerking 2005). Målet med åtgärderna vid skjutbanan som därefter beslutades var att ta bort metallföroreningen samt att återställa miljön till naturmark. Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV) bedömdes tillämpliga (Bjerking 2006a). Förutom bly var skjutvallen förorenad av koppar, nickel och arsenik. Dessa föroreningar fanns i små mängder och låga halter i förhållande till blyföroreningen, vilket medförde att avhjälpande-åtgärden fokuserades på bly. Material avbanades och flertalet XRF-analyser gjordes i fält. För kontroll av XRF-resultaten analyserades två samlingsprov på laboratorium. Totalt avlägsnades 132 ton förorenat material (Bjerking 2006b).

Jämtland 2009

Under hösten 2009 undersökte länsstyrelsen i Jämtlands län ett flertal objekt översiktligt med hjälp av en XRF samt laboratorieanalyser (Länsstyrelsen i Jämtlands län 2009). Bland objekten ingick två skjutbanor och vid dessa analyserades tre respektive fyra prov med XRF, varav ett prov även skickades för laboratorieanalys. Tre (i vissa fall två) XRF-mätningar gjordes på varje prov och resultaten indikerade höga halter arsenik, kobolt, koppar, krom, nickel, bly, vanadin och zink. Analysresultaten från laboratoriet visar dock att det endast förekom koppar, bly och nickel respektive arsenik och bly vid skjutbanorna, varför en generellt dålig överensstämmelse mellan resultaten från XRF-mätningarna och laboratorieanalyserna kan konstateras. Vid en av banorna var blyhalten mycket hög (16 800 mg/kg TS). Vid den andra banan var pH lågt (4,3), vilket kan innebära att blyet är rörligt i marken. Vid denna plats påträffades även arsenik, som dock kan tänkas ha ett delvis naturligt ursprung då jordprovet bestod av vittrad alunskiffer.

5 Tillsynsinsatser

Enligt bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd klassas skjutbanor enligt punkterna 92.10 samt 92.20. Första punkten avser skjutfält för skjutning med grovkalibriga vapen. Verksamheter av denna karaktär har beteckningen B, vilket innebär att de är tillståndspliktiga och de antas dessutom alltid medföra betydande miljöpåverkan. Punkt 92.20 avser skjutbanor som är stadigvarande inrättade för skjutning utomhus med skarp ammunition för finkalibriga vapen, för mer än 5 000 skott per år. Dessa verksamheter har beteckningen C och är därmed anmälningspliktiga. B-verksamheter utgörs ofta av militära anläggningar och C-verksamheter av civila anläggningar.

Skjutbanor och skjutfält som inte kan hänföras till kategorierna i förordningen får inrättas och användas utan anmälan och utgör så kallade U-verksamheter. I Norrbottens län är ett stort antal skjutbanor av denna art, vilket innebär att de inte är reglerade och i många fall att ingen tillsyn har utförts vid dem.

Användningen av bly i ammunition regleras i förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. År 2006 beslutades

om en ändring i förordningen som innebär att tidigare totalförbud för blyammunition inte genomförs. Av 14 b § i förordningen framgår att blyhagel dock är förbjudet att använda vid skytte som inte är jakt, vid jakt på våtmarker eller vid jakt över grunda delar av öppet vatten. Undantag från detta förbud kan i vissa fall göras, vilket framgår av 14 c §, avseende visst skytte som inte är jakt om det med hänsyn till syftet eller säkerheten vid användningen inte finns något godtagbart blyfritt ammunitionsalternativ.

Oavsett om en skjutbana är tillståndspliktig, anmälningspliktig eller inte anmälningspliktig utgör den en verksamhet som kan orsaka föroreningar och som det kan ställas krav på enligt miljöbalken. Krav som ställs ska enligt 2 kap. 7 § miljöbalken vara rimliga och i avvägningen ska särskilt beaktas nyttan av åtgärderna jämfört med kostnaden för dem.

5.1 Utredningar och åtgärder

Krav på utredningar av pågående verksamheter kan ställas med stöd av 26 kap. 9, 21 och 22 §§ miljöbalken och med hänvisning till 2 kap. 2 och 3 §§ miljöbalken.

Krav på åtgärder vid skjutbanor och skjutfält som är konstaterat förorenade kan ställas enligt 10 kap. miljöbalken i det fall det förorenade området kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Enligt 10 kap. 2 § miljöbalken är det i första hand verksamhetsutövaren, det vill säga den som har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningsskada, som är ansvarig för att undersöka och vid behov avhjälpa skadan, vilket innebär att det i de flesta fall är skytteföreningarna som verksamhetsutövare som ansvarar för att vidta åtgärder vid skjutbanorna. Detta stämmer överens med den så kallade Polluter Pays Principle, PPP, från europeisk rätt. Finns flera verksamhetsutövare ansvarar de solidariskt. Verksamhetsutövarens reparativa ansvar begränsar sig till verksamheter som bedrivits efter den 30 juni 1969. I 10 kap. 4 § anges att avhjälpandet ska ske i skälig omfattning.

Fastighetsägarens ansvar för utredning och avhjälpande av föroreningsskada är sekundärt och regleras i 10 kap. 3 § miljöbalken. En förutsättning för detta ansvar är att ingen verksamhetsutövare kan utföra eller bekosta avhjälpandet samt att fastigheten förvärvats efter det att miljöbalken trädde i kraft (den 1 jan 1999) och att förvärvaren då känt till eller borde ha upptäckt föroreningen. En fastighetsägare kan teoretiskt även betraktas som verksamhetsutövare i det fall denne har förvarat något på sin fastighet och förvaringen har orsakat en förorening. Detta brukar kallas "förvaringsfall".

5.2 Egenkontroll

Den som är ansvarig för en miljöpåverkande verksamhet ska enligt 26 kap. 19 § miljöbalken planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga olägenheter för människors hälsa eller miljön. I förordningen (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll anges att en verksamhet som är yrkesmässigt bedriven samt tillstånds- eller anmälningspliktig enligt miljöbalken ska utföra så kallad egenkontroll. Detta innebär att B- och C-anläggningar omfattas av förordningens krav. Även om kraven på egenkontroll inte omfattar verksamheter som inte är anmälningspliktiga har dessa alltså en skyldighet hålla sig underrättade om verksamhetens påverkan på miljön enligt 26 kap. 19 § miljöbalken.

Naturvårdsverket presenterar i sitt branschfaktablad (2006c) rekommendationer för egenkontroll och tillsyn avseende skjutbanor. Förslagen på vad som särskilt bör uppmärksammas inkluderar

- risker avseende bly- och PAH-föroreningar
- omhändertagande av avfall och blyföroreningar
- rutiner för kontroll av ammunitionsanvändning och blyspridning
- rutiner för att åtgärda brister
- dokumentation av kontroller och undersökningar

Qvarfort m.fl. (2008) resonerar kring önskvärda villkor för skytteverksamhetens egenkontroll. De anser att kontrollprogrammet främst bör syfta till att undersöka ett eventuellt läckage till omgivningen för att långsiktigt kunna garantera en minimal miljöpåverkan. Ur deras resonemang kan följande sammanfattas:

- Återkommande rensning motverkar att blyinnehållet i kulfångaet successivt ökar.
- Mängden bly kan storleksbestämmas genom att föreningen kontinuerligt dokumenterar antalet avlossade skott.
- Mätning av blyhalt i kulfång kan göras med XRF, vilket medger många mätningar till en låg kostnad. Ett alternativ är att beställa något dyrare laboratorieanalyser av bly.
- Vid kulfång som inte uppfyller kriterierna för miljöanpassade kulfång (se avsnitt 2.1.2) och med oklar avrinning till omgivande mark kan det bli aktuellt med vattenprovtagning. Prover kan tas i dräneringsdiken, vattendrag eller i installerade grundvattenrör. Proverna analyseras på laboratorium.
- Vid miljöanpassade kulfång kan ett uppsamlingskärl installeras i kulfångaet. Ur kärlet provtas och analyseras dräneringsvattnet, vilket möjliggör en kontinuerlig övervakning av dräneringsvattnet. Vid förhöjd blyhalt i vattnet bör miljöförbättrande åtgärder genomföras.

5.3 Exempel på ställda krav

Sammanfattningsvis kan konstateras att det runt om i landet har utförts både undersökningar och åtgärder av förorenade skjutbanor. I detta avsnitt presenteras flera exempel på förelägganden med krav på kontrollprogram, undersökningar och åtgärder av skjutbanor. Krav har ställts på ansvariga under pågående verksamhet, vid tillståndsprovning av verksamheter, inför nedläggning av verksamhet samt för nedlagda verksamheter. Omfattningen har varierat beroende på de platsspecifika förhållandena, vilket leder till slutsatsen att en bedömning av vilka utredningar och åtgärder som är skäligen att kräva måste göras i varje enskilt fall.

5.3.1 Pågående verksamheter

Örebro 1992 - 2005

Örebro kommun har meddelat föreläggande om återkommande saneringar av skjutbanor. Vid miljö- och hälsoskyddsnämndens möte i december 1992 antogs ett handlingsprogram för skjutbanor. I handlingsprogrammet ingick beslutet att kulfångaen vid skjutbanorna ska rensas vart tredje år. Anledningen var att undersökningar har visat att bly från kulor och hagel kunde spridas vidare i miljön. Därefter har blyets rörlighet i marken och spridningen från skjutbanor i viss grad omvärderats och miljönämnden ändrade därför sitt beslut om sanering år 2003. Ändringen föranleddes även av att miljöbelastningen i form av antal skjutna skott varierade stort mellan banorna i kommunen. Nämnden beslutade att behovet av fortsatt sanering ska bedömas för varje enskild bana, varefter beslut om saneringsintervall togs för varje bana särskilt under år 2005.

Föreläggandena (exempelvis nr 01.3084) som riktades mot skytteföreningarna omfattade sanering genom siktniing av skjutvallarna då miljönämnden bedömde att det kan vara tillräckligt att skjutvallsmaterialen siktas för att avlägsna huvuddelen av mängden tungmetaller. Nämnden konstaterar att vid val av saneringsmetod bör siktniingen ske med så liten maskstorlek som praktiskt är möjligt. Sällningen ska ske regelbundet i förutbestämda tidsintervall som beror av belastningen på banan. Till grund för beslut om saneringsintervall valdes två schematiska faktorer, dels den ungefärliga mängden bly som belastar vällen, dels huruvida banan ligger i en extra känslig omgivning, till exempel i ett vattenskyddsområde eller vid en våtmark.

Därtill riktades i föreläggandena ytterligare krav mot de föreningar som inte tidigare hade meddelats beslut om sanering vid nedläggning. Kraven innebär att föreningarna ska anmäla eventuellt upphörande av verksamhet i god tid till miljönämnden och ska inkomma med ett

förslag till undersökning för att bedöma vilken hälso- och miljörisk som föroreningarna inom skjutbanan kan utgöra.

Tranemo 1994

I juni 1994 beslutade koncessionsnämnden för miljöskydd (beslut nr B 134/94) om förbud mot skjutning med blyhagel vid en skjutbana i Tranemo kommun. Av utredningen i ärendet framgår att svanar som påträffats döda i området dött av blyförgiftning och att det föreligger risk för att den kommunala vattentäkten kan komma att påverkas av bly. Koncessionsnämnden instämde i underinstansernas (miljö- och byggnämndens samt länsstyrelsens) bedömning att användande av blyhagel vid skjutbanan medför risk för olägenheter av väsentlig betydelse och att skjutbanans lokalisering inte var lämplig. Samtliga remissinstanser (Naturvårdsverket, Svenska Jägareförbundet och Södra Älvsborgs läns Jaktvårdsförening) utom Svenska Sportskytteförbundet var av samma åsikt.

Staffanstorp 1997

Miljö- och hälsoskyddsnämnden i Staffanstorps kommun meddelade år 1997 beslut om att en sportskytteklubb skulle vidta skyddsåtgärder vid lerduveskyttebanan i form av upphörande av blyhagelanvändning eller till exempel uppsamling av blyhagel, för att förhindra att bly sprids eller tillförs mark och vattenområden. Vid överprövningen hos länsstyrelsen i Skåne län ändrades föreläggandet endast på så sätt att uttrycket "till exempel" utgick och tiden för genomförandet av åtgärderna flyttades fram. En överklagan lämnades därefter till koncessionsnämnden, som inte ändrade länsstyrelsens beslut annat än avseende tiden för genomförandet av åtgärderna (beslut nr B 035/98). Både länsstyrelsen och koncessionsnämnden ansåg att det var angeläget att begränsa tillförseln av bly till området och att de förelagda åtgärderna var skäligen och ekonomiskt rimliga med hänsyn till nyttan av skyddsåtgärderna ur miljösynpunkt.

Ljusdal 2009

Bygg- miljö- och räddningsnämnden i Ljusdals kommun förelade en jakt och sportskytteklubb samt en jaktvårdskrets om att inkomma med förslag till kontrollprogram för provtagning av grundvattnet avseende tungmetaller vid skjutbanorna. Jaktvårdskretsen överklagade beslutet och yrkade att det inte finns något miljömässigt skäl att påtvinga jaktvårdskretsen ett omfattande och kostnadskrävande kontrollprogram. Länsstyrelsen i Gävleborgs län delade nämndens uppfattning att det är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart att låta föreningarna inkomma med förslag till kontrollprogram för provtagning av grundvattnet avseende tungmetaller (dnr 505-17767-08). Länsstyrelsen påpekade vidare att aktuellt beslut endast innefattar ett föreläggande om att inkomma med förslag till kontrollprogram. Om och hur eventuella provtagningar ska göras eller i vilken omfattning sådana skall företas omfattas således inte av föreläggandet. Ärendet överklagades till miljödomstolen (MD, mål nr M 1037-09), men överklagandet gällde inte eventuell föroreningsproblematik eller kontrollprogrammet.

Blekinge 2011

I mars 2011 beslutade miljöförbundet Blekinge Väst att förelägga om försiktighetsmått för en skjutbana (ärende 2010/2544). Föreläggandet inkluderade att blykulor på de nya banorna ska samlas upp i miljöanpassade kulfång och att det ska säkerställas att bly inte sprids och orsakar risk för olägenhet för människors hälsa eller miljön. Vad gäller de kulfång som byggs om ska möjlighet till provtagning av lakvatten anordnas. Därtill förelades om upprättande av ett egenkontrollprogram, i vilket det bland annat ska ingå en redogörelse för hur kontroll av kulfång sker för att undvika olägenhet för människors hälsa eller miljön.

5.3.2 Vid tillståndsprövning

Hallstahammar 1995

Länsstyrelsen i Västmanlands län lämnade år 1995 tillstånd till pistolskytte vid två banor i Hallstahammars kommun. Länsstyrelsen uppsköt avgörandet av vilka villkor som skulle gälla

beträffande åtgärder för att motverka spridning av bly till mark och vatten men föreskrev villkor om kontrollprogram och sanering av skjutområdet efter det att verksamheten upphört. Pistol-skytteklubben överklagade beslutet till koncessionsnämnden för miljöskydd och yrkade på att saneringen av skjutområdet bör åligga kommunen. Koncessionsnämnden fann inte skäl till ändring av länsstyrelsens beslut avseende ovan nämnda villkor (beslut nr B 278/95), vilket innebär att förslag till kontrollprogram skulle inlämnas till miljönämnden senast tre månader efter det att beslutet vunnit laga kraft och att sanering av skjutområdet ska ske efter det att verksamheten upphört.

Örebro 2002 och 2004

Det första ärende avseende föroreningsproblematik vid skjutbanor som Länsstyrelsen i Norrbottens län känner till som har prövats av miljööverdomstolen (MÖD) avsåg en omprövning av villkor för en verksamhet som länsstyrelsen i Örebro län tillståndsgivit. Av MÖDs dom (MÖD 2002:62) framgår att ärendet inte handlar om föroreningar i första hand men under överprövningens gång förordnade MÖD att villkor avseende blysanering och kontrollprogram skulle införas i det befintliga tillståndet. Villkoren var följande: 1. Skjutvallarna vid älgbanan, inskjutningsbanan och 50-metersbanan skall saneras från blyrester vart tionde år med början två år från den 1 september 2004. Detta skall pågå till dess att tillförseln av bly helt har upphört. 2. Sanering av lerduvebanorna från bly skall ha påbörjats senast två år efter det att övergång skett till blyfri ammunition. Sanering skall ske på sätt som godkänts av tillsynsmyndigheten. 3. Ett förslag till nytt kontrollprogram skall lämnas till tillsynsmyndigheten senast den 1 december 2002. Tillsynsmyndigheten skall samråda med närboende innan kontrollprogrammet fastställs.

Jägargillet begärde därefter omprövning av nyss nämnda villkor i Länsstyrelsen beslut, varvid MD fann att villkoren var alltför oprecisa för att kunna följas upp och att det inte går att överblicka de ekonomiska konsekvenserna av villkoren, vilket ledde till slutsatsen att villkoren var strängare än nödvändigt. MD tillade dock att det finns skäl för tillsynsmyndigheten att bevaka frågan och att en eventuell omprövning för att föreskriva villkor för ett omhändertagande av bly kan tas upp då det finns lämplig beprövad teknik. MÖD fastställde därefter MDs dom (MÖD 2004-73).

Linköping 2005

År 2005 anmälde en skytteförening till miljönämnden i Linköpings kommun att de avsåg att anlägga en ny skjutbana som avsåg både inom- och utomhusverksamhet. Enligt anmälan ämnade föreningen att anlägga miljökulfång och att regelbundet analysera lakvattnet avseende blyinnehåll för att säkerställa att utsläpp av bly inte sker från banan. Miljönämndens beslut om att tillåta verksamheten (dnr 2005-1849) överklagades till länsstyrelsen i Östergötlands län och därefter till MD, eftersom länsstyrelsen i huvudsak gjorde samma bedömning som miljönämnden. MD å andra sidan förbjöd verksamheten med motiveringen att den i sin helhet inte är tillåtlig enligt miljöbalken på den nu aktuella platsen (mål nr M 95-07). Denna dom överklagades till MÖD (mål nr 5180-07), som undanröjde MDs dom i den del som handlar om inomhusverksamhet. Utomhusverksamheten förbjöds således och Länsstyrelsen i Norrbottens län har inte kännedom om huruvida verksamheten (med miljökulfång) uppfördes på annan plats.

Laholm 2010

En skytteklubb inkom till miljö- och byggnadsnämnden i Laholms kommun med en anmälan om uppförande av nya jaktskyttebanor. I anmälan uppges att skjutvallarna kommer att kalkas med vissa års mellanrum i syfte att "hålla ett bra pH-värde för att hindra urlakningen av bly". I föreläggandet om skyddsåtgärder för verksamheten (dnr 1555/08 Mi) konstaterar nämnden att skytteklubben har ett ansvar att vidta åtgärder för att förhindra att bly orsakar skada på människors hälsa eller miljö och att klubben därför ska ha rutiner för att omhänderta bly både på kort och på lång sikt. Nämnden framställer vidare att det innebär en stor kostnad att investera i miljökulfång och att denna kostnad inte bedöms som skälig för en verksamhet av den redovisade storleken, men påpekar att det bör ingå rutiner för omhändertagande av bly i

skytteklubbens egenkontroll. Ärendet överklagades avseende tillåtligheten på platsen samt att försiktighetsmått borde skärpas gentemot vad nämnden bestämt, dock ej avseende föroreningsfrågan såvitt framgår av handlingarna som Länsstyrelsen i Norrbottens län tagit del av. Överinstanserna länsstyrelsen i Hallands län och MD avslog överklagandena (dnr 505-11895-09 respektive mål nr M 4101-09). Med hänvisning till nu gällande förordning avseende användning av blyhagel ansåg MD att risken för blyföroreningar är liten och erinrar i domen om de skyldigheter avseende bly som nämnden påpekade att skytteklubben har.

5.3.3 *Inför nedläggning av verksamhet*

Täby 2008

År 2008 förelade Södra Roslagens Miljö- och hälsoskyddsnämnd (dnr 2005-000310.41) en skytteförening i Täby kommun om att vidta ytterligare undersökning av metallförekomst i och med nedläggning av skytteverksamhet. Undersökningarna skulle belysa andelen organiskt material och pH-förhållanden i skjutvallen samt spridningsförutsättningarna för bly och antimon till grund- och ytvatten. Därtill ställdes krav på framtagande av ett förslag på skyddsåtgärder för att minska fortsatt spridning samt kontrollprogram för skjutvallens eventuella framtida utlakning av föroreningar. Efter utförda undersökningar konstaterades ingen föroreningspåverkan från skjutvallen i de yt- och grundvattenprover som togs. Åtgärderna vid objektet bestod av att täcka vallen med geotextil och därefter 0,5 m jord, välrdänerad i botten och matjord överst. Ytan skulle därefter besås med gräsfrön. Nämndens beslut innefattade ett villkor om upprättande av kontrollprogram för skjutvallens eventuella framtida utlakning av föroreningar. Kontrollprogrammet ska innehålla uppgifter om när på året det är lämpligt att provta, var provet ska tas och av vem, vad som ska analyseras och hur ofta man avser att ta bort sly.

5.3.4 *Nedlagd verksamhet*

Danderyd 2009

2009 riktade Södra Roslagens Miljö- och hälsoskyddsnämnd ett föreläggande (dnr 2009-902/41) om undersökningar samt åtgärder mot ett jägareförbund avseende jaktskyttebanan i Danderyd, där jägareförbundet bedrivit verksamhet fram till 1990. Området skulle undersökas med avseende på bly och en bedömning skulle göras av hur stor del av föroreningarna som är biotillgänglig och kan spridas vidare i naturen. Samma år inkom jägarförbundet med förslag på åtgärder avseende skeet- och trapbanan. Olika metoder för avstädning av ytligt blyhagel har jämförts. Kostnaden för användning av sugbil för rensugning av bergytor har ställts mot kostnaden för grävning och sopning respektive inhägnad och skyltning. Länsstyrelsen känner inte till om beslut i frågan har tagits.

Örebro 2010

2010 förelade miljönämnden i Örebro kommun (nr 10.2105) en jaktskytteklubb om att inkomma med uppgifter samt låta genomföra undersökningar på före detta skjutbanor i kommunen. Föreläggandet har delats upp i två delar. Detta medför att den första delen avseende myndighetens granskning av föreslagen inlämnad provtagningsplan hinner genomföras innan undersökningarna utförs. Rapporten med resultaten från undersökningarna ska bland annat innefatta en beskrivning av hur provtagningen genomförts, vilka resultat som erhållits, en jämförelse av resultaten med Naturvårdsverkets förslag till generella riktvärden samt en riskbedömning med diskussion kring erhållna resultat. Enligt muntlig uppgift från miljökontoret i Örebro i januari 2011 ska undersökningarna genomföras under våren 2011.

6 Naturvårdsverkets arbete med förorenade områden

Naturvårdsverkets anslag för efterbehandling av förorenade områden (anslag 34:4) får användas för särskilt angelägna objekt om det inte finns någon som enligt lag är ansvarig för utredningar och åtgärder. Anslaget får användas till inventeringar enligt MIFO fas 1 och 2, undersökningar och utredningar samt avhjälpandeåtgärder. I inventeringarna ingår branschen skjutbana, men

inventeringarna ska endast omfatta civila skjutfält med lerduveskyttebanor som har fast uppställd kastare. Motiveringen är att blyhagel och PAH sprids över stora områden vid trap- och skeetbanor. Övriga skjutbanor i branschen ska endast lägesbestämmas, vilket motiveras med att ammunitionen vid kulbanor är samlad i ett kulfång. (Naturvårdsverket 2008a)

Naturvårdsverket och länsstyrelserna har uppskattat att det finns omkring 80 000 områden i landet som är eller kan misstänkas vara förorenade. Även om många av dessa inte kommer att behöva åtgärdas återstår ett stort antal, flera tusen, där avhjälpandeåtgärder kommer att bli nödvändiga och kostnaderna höga. Mot bakgrund av detta står det klart att prioriteringar måste ske så att de mest angelägna områdena åtgärdas först och så att största möjliga riskreduktion erhålls i förhållande till nedlagda kostnader. Steget från MIFO fas 1 som omfattar hundratals objekt i riskklass 1 och 2 till MIFO fas 2 och fortsatta utredningar som omfattar några tiotal objekt per län innebär en hård prioritering. (Naturvårdsverket 2008a)

För att ett område ska beviljas bidrag måste det uppfylla vissa kriterier. Objekt kan prioriteras om de innebär ett akut eller allvarligt hot mot människors hälsa, naturskyddsområden eller mot betydande vattenförsörjningsintressen. Om objektet innehåller skadliga halter av föroreningar, föroreningar med hög farlighet och om föroreningarna riskerar att spridas till omgivningen kan de också prioriteras. Därtill ska berörd kommun eller annan myndighet ska vara beredd att ta på sig huvudmannaskapet för objektet. (Naturvårdsverket 2008a)

Enligt vad Länsstyrelsen i Norrbottens län erfar har Naturvårdsverket beviljat bidrag för undersökningar av Gyttorps hagelskjutbana i Nora kommun och åtgärd av Trumtorps skjutbana i Eskilstuna kommun (se avsnitt 4.3). Såvitt Länsstyrelsen känner till är dessa undersökningar och åtgärder de enda som utförts vid skjutbanor i landet med hjälp av statliga bidrag.

7 Länsstyrelsens reflektioner

Skjutbanor är ofta belägna i skogsområden eller på avstånd från bebyggelse där människor exponeras för eventuella föroreningar i liten omfattning. Dock utgör inte människan det enda skyddsobjektet och dessutom kan exponering ske utanför själva skjutområdet. Föroreningarna kan orsaka skador även på djur och natur och om en spridning sker finns det risk för negativa effekter på miljön eller andra skyddsobjekt i påverkansområdet. Det bör även noteras att spridning kan ske till områden som nyttjas av människan, varigenom hälsoaspekterna behöver beaktas. Skjutfälten för hagel är för övrigt ofta lokaliserade till områden med grustäkter och många gånger sker skyttet över öppet vatten, vilket medför större risker för spridning till och i vatten.

Korrosion av bly är en komplicerad process som påverkas av många faktorer som är beroende av varandra. Detta medför att en generell riskbedömning av spridning och påverkan är svår att göra. Dessutom är både den totala mängden bly och den biotillgängliga delen av intresse. I detta avsnitt presenteras Länsstyrelsens i Norrbottens län reflektioner avseende miljöproblematik vid och tillsyn av skjutbanor och skjutfält.

7.1 Bidrag för undersökningar och avhjälpandeåtgärder

Som tidigare nämnts har Länsstyrelsen kännedom om två fall där Naturvårdsverket har beviljat bidrag för undersökningar eller åtgärder av skjutbanor (se avsnitt 4.3 samt 6). Vid den tiden då bidragen beviljades (i början av 2000-talet) var ansökningarna om statsbidrag för undersökningar eller avhjälpande av föroreningsskador betydligt färre än idag. Utifrån Naturvårdsverkets nuvarande prioriteringsgrunder finner Länsstyrelsen att det inte är särskilt troligt att Naturvårdsverket kommer att bevilja bidrag för undersökningar eller åtgärder av skjutbanor eller skjutfält. Sannolikheten är större för att bidrag beviljas för lerduveskyttebanor än för banor med kulsytte, men troligen är även dessa områden relativt sett lågt prioriterade ur bidragssynpunkt i efterbehandlingsarbetet.

7.2 Undersökningar och utredningar

Allmänt om undersökningar och utredningar

Vid undersökningar av skjutbanor bör det beaktas att innehållet av kulor och kulrester kan variera slumpmässigt inom samma kulfång eller skjutområde, vilket kan medföra stora skillnader i uppmätta halter. Vilken analysmetod som väljs kan också påverka resultatet. Vid en jämförelse av resultat från SGIs laboratorium och Svensk Grundämnesanalys AB (SGAB) avseende total mängd bly i prover från samma material visade det sig att resultaten från SGAB gav ca 90 % lägre värden (SGI 1995).

Att undersöka kulfång och skjutbanor med hjälp av XRF i fält är en relativt enkel och kostnadsbesparande metod. Dock är det även för denna undersökningsmetod viktigt att mätning och provpreparering utförs så att felkällor minimeras. För att erhålla ett direkt mått på tillförlitligheten hos resultaten från fältinstrumentet anser Länsstyrelsen att en viss andel av proven (vanligen 10 %) även bör skickas till laboratorium för analys. I Jämtland kunde en generellt dålig överensstämmelse mellan resultaten från XRF-mätningarna och laboratorieanalyserna konstateras (se avsnitt 4.3). Det finns således en risk för felaktiga beslut om de enbart baseras på resultat från fältmätningar.

Vid skjutbanor kan omkringliggande mark påverkas genom direkt nedfall av kulor, damning av den fina blyfraktionen eller genom transport av metallhaltigt vatten till dränerande vattendrag eller diken. Dessa faktorer måste således också beaktas vid undersökningar. Ett konkret exempel är undersökningarna vid Anebyortens jaktskyttebana, där det visade sig att förorening fanns även utanför det beräknade nedfallsområdet (se avsnitt 4.3).

Vid undersökningar av kulfångssand har SGI utfört laktester (se avsnitt 4.1.3). Utifrån resultaten av testerna tycks skjutbanesanden ha haft en inneboende pH-höjande egenskap då pH i utgående vatten har höjts fastän ingående vatten har haft ett konstant lägre pH-värde. Omfattningen av denna buffrande effekt har inte undersökts inom ramen för SGIs projekt men i undersökningsrapporten (SGI 1996) konstateras att en eventuell förändring av den pH-höjande effekten med tiden skulle kunna påverka utlakade mängder av bland annat bly. Länsstyrelsen vill poängtera att denna pH-höjande effekt inte kan ses som allmängiltig för all skjutbanesand. För att få kunskap om skjutbanesandens egenskaper krävs undersökningar av vallmaterialet vid varje enskild skjutbana.

Krav på undersökningar och utredningar

När det gäller utredningar av förorenade områden har praxis visat att det är skäligt att kräva att verksamhetsutövare undersöker sina verksamhetsområden. Detta gäller oavsett om verksamhetsutövaren till fullo ska utföra eller bekosta ett avhjälpande av föroreningen. I detta dokument har flera exempel på krav på undersökningar och utredningar presenterats (se avsnitt 5.3). Något som kan få tillsynsmyndigheten att tveka om att ställa sådana krav är de kostnader som undersökningarna kan medföra.

Ett fall där undersökningar har bedömts som för kostsamma finns i Örebro (se avsnitt 5.3.1). Kommunens miljönämnd valde att besluta om saneringsintervall utifrån två schematiska faktorer: dels den ungefärliga mängden bly som belastar vallen, dels huruvida banan ligger i en extra känslig omgivning, till exempel i ett vattenskyddsområde eller vid en våtmark. Begränsningen till dessa faktorer gjordes då nämnden ansåg att de saknar kunskap om de många faktorer som tillsammans styr blyets rörlighet i mark och påverkan på omgivande miljö vid varje enskild skjutbana. Miljönämnden ansåg inte heller att det var rimligt att ställa krav på varje skytteförening att göra undersökningar av mark- och omgivningsförhållanden vid sin skjutbana för att få kunskap om alla faktorer.

Länsstyrelsen anser att det är skäligt att kräva de utredningar och undersökningar som är nödvändiga för att kunna bedöma vilken risk som ett skjutområde utgör. En avvägning av vilka krav som är skäliga bör göras i förhållande till den risk som misstänks eller är påvisad. För att

möjliggöra en komplett riskbedömning medför ibland resultat från genomförda undersökningar att krav på ytterligare utredningar bör ställas.

I flertalet fall har krav på kontrollprogram vid skjutbanor ställts av tillsynsmyndigheten (se avsnitt 5.3.1-5.3.3). Kontroll av verksamheten kan dels ge en bild av det faktiska föroreningsläget och dels underlätta det förebyggande arbetet med föroreningar vid skjutbanan, varför Länsstyrelsen generellt ställer sig positiv till upprättandet av kontrollprogram.

7.3 Avhjälpandeåtgärder

Allmänt om avhjälpandeåtgärder

Vid rensning av kulfångsmaterial kan konstateras att det är svårast att avlägsna den fina fraktionen och bly som är bundet till sand-, ler- eller organiska partiklar. Det finns exempel på teknik där till och med en 97,6 % -ig rensning av materialet ger en resthalt på 3000 ppm, vilket innebär en uppenbar risk för anrikning av en finfraktion med höga halter bly i kulfånet (Naturvårdsverket 1996). Det har också visat sig vid vissa försök att man med i Sverige tillämpad teknik och utan kemisk lakning har nått acceptabla resultat med resthalter på 200-400 ppm (Naturvårdsverket 1996), vilket tyder på att effekterna av rensning är objektsspecifika.

Vid kalkning är avsikten att höja pH-värdet i mark och vatten för att därigenom minska risken för spridning av föroreningar. Denna effekt minskar dock med tiden, vilket innebär att det är nödvändigt med återkommande åtgärder för att bibehålla ett högre pH (se avsnitt 4.2.4). Detta innebär att kalkning inte bör ses som en slutåtgärd. Ytterligare en aspekt att ha i åtanke vad gäller kalkning är att en förändring av pH-värdet kan påverka miljön i området, både vad gäller växters och djurs förutsättningar och markens egenskaper. Därför är det av stor vikt att ha kännedom om de platsspecifika förhållandena innan åtgärden utförs.

Som tidigare nämnts (se avsnitt 5.3.1) har Örebro kommun förelagt verksamhetsutövare vid skjutbanor om återkommande saneringar i form av sällning av vallmaterialet. Enligt muntliga uppgifter från kommunen är deras erfarenhet att sällningen i praktiken fungerar sämre vid långhållsbanor (där skyttet sker på 300 m) jämfört med jaktbanor (där skytte sker på kortare avstånd). Detta skulle enligt kommunen bero på att ammunitionen vid långhållsbanorna i större utsträckning fläks sönder och finfördelas när den träffar skjutvallen. Denna hypotes kommer sig av att kommunen har gjort en jämförelse mellan mängden återvunnet bly från två banor med samma krav på saneringsintervall men med olika skjutavstånd och att skillnaden i mängden återvunnet bly visade sig vara påtaglig. Sällningen av korthållsbanan resulterade i 65 kg bly medan det vid långhållsbanan endast kunde återvinnas 35 kg bly. I sammanhanget är naturligtvis mängden ackumulerad bly vid banorna en avgörande faktor. Det har inte utförts någon exakt analys av avlossade skott på respektive bana, men enligt kommunen var den beräknade belastningen per år på långhållsbanan större och saneringsintervallet faktiskt i praktiken två år längre, vilket medför att kommunen antar att mängden bly som avlossats på långhållsbanan var större än vid jaktskyttebanan. Kommunen har observerat denna tendens på samtliga banor i kommunen, det vill säga att mängden återvunnet bly är relativt låg vid långhållsbanor jämfört med vid andra banor.

Med ledning av Örebro kommuns resonemang ovan vill Länsstyrelsen i Norrbottens län poängtera att varje skjutbana och skjutområde är unikt. Därför kan det finnas anledning att undersöka skjutbanor på olika sätt beroende på bland annat vallmaterial och ammunition, för att därefter besluta om vilka åtgärder som är skäliga och rimliga i varje enskilt fall.

Krav på avhjälpandeåtgärder

Krav på avhjälpandeåtgärder ska vara skäliga och miljömässigt motiverade. De platsspecifika förhållanden som råder vid skjutbanor och skjutområden försvårar en bedömning av vilka åtgärder som generellt sett skulle kunna vara miljömässigt motiverat. Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö uttrycker att halterna av naturligt förekommande ämnen ska vara nära bakgrunds nivåerna, vilket innebär att avhjälpandeåtgärder avseende borttagande av bly skulle kunna motiveras

enbart utifrån miljömålet. Dock är det inte alltid tillräckligt att enbart fokusera på totalmängden bly, då en stor del av riskbedömningen omfattar faktorer så som spridning och biotillgänglighet.

Tidigare har Naturvårdsverkets målsättning för kulfång i aktivt bruk varit att dessa på sikt ska renas periodiskt och/eller ersättas med kulfångsanordningar som tillåter en kretsloppsanpassad hantering av ammunitionsrester (Naturvårdsverket 1996). Vad gäller kulfång som tas ur aktivt bruk uttrycker Naturvårdsverket (1996) att metallföroreningar i första hand ska avlägsnas. Därtill uttrycks att vid all rening eller annan behandling av vallarna ska resultatet vara att metallhalten av främst bly i vallen inte ska överskrida tre till fem gånger den lokala bakgrundshalten. I Naturvårdsverkets branschfaktablad (2006c) konstateras att: "För omhändertagande av bly i skjutvallar tillämpas rening av kulfångssand." Detta påstående utvecklas inte ytterligare. Naturvårdsverkets nuvarande inställning i frågan är inte känd, men Länsstyrelsen kan konstatera att mycket forskning har skett inom området sedan 1996 och att "rening av kulfångssand" är ett diffust begrepp.

Tillsynsmyndigheten tvekar ibland inför att ställa krav på avhjälpandeåtgärder, med anledning av de kostnader som åtgärderna kan medföra. Av Naturvårdsverkets obeståndspolicy (Naturvårdsverket 2007) framgår att reglerna om ansvar för att efterbehandla förorenade områden inte tar hänsyn till den ansvariges ekonomiska situation.

Naturvårdsverkets inställning i frågan när det gäller adressater med begränsat personligt ansvar (exempelvis aktiebolag, ekonomiska föreningar och stiftelser) är att tillsynsmyndigheten alltid skall rikta ett efterbehandlingsföreläggande, även om utsikterna att få in medel till efterbehandlingen är små. Orsaken till Naturvårdsverkets inställning är enligt obeståndspolicyn att varken tillsynsmyndigheterna eller Naturvårdsverket har kompetens att bedöma företags ekonomiska situation. Principen att förelägganden alltid ska meddelas förenklar därmed tillsynen över förorenade områden och Naturvårdsverket anser att det är bra att efterbehandlingsärenden drivs i domstol.

När det gäller adressater med obegränsat personligt ansvar (så som fysiska personer, handelsbolag, kommanditbolag och enkla bolag) har Naturvårdsverket dock en annan syn. Enligt obeståndspolicyn har verket utan uttryckligt stöd i lagen valt att tillämpa huvudregeln att krav ska riktas om ansvar finns, men bara till en nivå så att den fysiska personen kan behålla i vart fall det existensminimum som kronofogdemyndigheten tillämpar vid utmätningar. Om en fysisk person på ett medvetet sätt har orsakat föroreningar anser verket dock att det kan vara motiverat med mer långtgående krav.

Tyvär har inga direkt vägledande rättsfall avseende vilka krav på avhjälpandeåtgärder som skulle kunna vara skäliga att kräva vid skjutbanor avgjorts. I detta dokument har presenterats två rättsfall som behandlar avhjälpandeåtgärder. MDs avgörande i Örebro år 2004 (som MÖD därefter fastställde) avsåg oprecisa villkor för omhändertagande av bly (se avsnitt 5.3.2). MD konstaterade att det finns skäl för tillsynsmyndigheten att bevaka frågan och att en eventuell omprövning för att föreskriva villkor för ett omhändertagande av bly kan tas upp då det finns lämplig beprövad teknik. MDs avgörande i Laholms kommun år 2009 avsåg skyddsåtgärder (se avsnitt 5.3.2). MD uttryckte att risken för blyföroreningar vid skjutbanan är liten men erinrar om de skyldigheter i form av omhändertagande av bly som miljö- och byggnadsnämnden i kommunen uppmärksammat att skytteklubben har.

Qvarfort m.fl. (2008) framhåller att det i princip inte finns någon annan metod än bortgrävning och extern deponering som garanterar ett i alla avseenden tillfredsställande resultat. Möjligen skulle denna metod kunna föregås av siktnings av kulor för blyåtervinning. Länsstyrelsen anser inte att denna generalisering är rimlig då en bedömning av vilka åtgärder som är skäliga bör göras i varje enskilt fall.

En väl underbyggd riskbedömning kräver utredningar om blyets tillgänglighet och spridning. Detta i kombination med avsaknad av praxis för när och till vilket åtgärdsområde krav på avhjälpande kan ställas gör att frågan om åtgärder ofta är svårbedömd. Länsstyrelsen anser dock

att det kan vara motiverat att ställa krav på åtgärder och välkomnar fler vägledande prövningar. Eftersom skytteföreningar sällan har resurser att driva processer (och anlita juridiskt stöd), kan en idé vara att skyttebranschen bistår en skytteförening i ett praxisbildande ärende. Länsstyrelsen vill poängtera att det enda sättet att arbeta fram en praxis angående skälighetsfrågan är att tillsynsmyndigheterna ställer krav.

7.4 Fastighetsägaransvaret

Som nämnts tidigare (se avsnitt 5.1) kan en markägare (fastighetsägare) i vissa fall ha ett ansvar för utredning och avhjälpande av föroreningsskador. Länsstyrelsen har inte kännedom om något fall där kulfångst eller ett skjutområde har betraktats som ett "förvaringsfall" och fastighetsägaren därav har betraktats som verksamhetsutövare. Länsstyrelsen känner vidare inte till något fall där krav på undersökningar eller utredningar har ställts på fastighetsägare, med däremot ett fall där markägaren frivilligt undersökte och åtgärdade en skjutbana (se avsnitt 4.3).

Om det finns risk för eller vetskap om negativ påverkan på människors hälsa eller miljön vid en skjutbana där verksamhetsutövaren inte längre finns kvar och ansvar lagligen kan krävas av fastighetsägaren anser Länsstyrelsen generellt att detta ansvar bör utkrävas, dock inte mer långtgående än vad som framgår av Naturvårdsverkets obeståndspolicy.

7.5 Formulering av krav i villkor och förelägganden

Med anledning av miljö- och hälsoskyddsnämndens i Örebro kommun beslut att skjutbanornas kulfång skulle rensas regelbundet (se avsnitt 5.3.1) skedde en överprövning i koncessionsnämnden för miljöskydd då en jaktskytteklubb överklagade föreläggandet. Som skäl för överklagandet anfördes bland annat att banan kommer att vara i drift högst något eller några år till på grund av planerad flytt till annan plats. Skytteföreningen yrkade att saneringsfrågan skulle prövas då verksamheten upphörde. Även koncessionsnämnden ansåg att det är lämpligt att saneringen sker i samband med nedläggningen av banan (som enligt koncessionsnämndens beslut skulle ske vid utgången av 1994) men att tidpunkten för efterbehandlingen bör bestämmas vid aktuell prövning, varför skytteföreningens yrkande om upphävande av beslutet avslogs. Koncessionsnämnden ansåg att saneringen var angelägen och att kostnaden för denna inte kunde anses oskäligen och beslutade att föreläggandet skulle ha följande lydelse: "kulor och kulrester i fångstvallarna vid gevärslan /.../ skall tas bort" (beslut nr B 136/94).

Länsstyrelsen har inte kännedom om huruvida saneringen utfördes vid nedläggningen av nyss nämnda bana men ställer sig frågande till hur kraven i föreläggandet ska uppfyllas. Vad avses egentligen med kulor och kulrester och vad innebär det att de ska tas bort? Även Länsstyrelsens i Västmanlands län tillstånd för pistolskyttebanorna i Hallstahammar (se avsnitt 5.3.2) innehåller en oprecis formulering som lyder: "Sanering av skjutområdet skall ske efter det att verksamheten upphört." I detta fall är det oklart vad som ska saneras, hur saneringen ska gå till och vilken avgränsning som görs av skjutområdet. Länsstyrelsen i Norrbottens län vill betona vikten av att utforma och formulera förelägganden så att åtgärdskraven är möjliga att uppfylla. Ovanstående beslut av koncessionsnämnden togs för 17-18 år sedan med miljöskyddslagen som grund och Länsstyrelsens erfarenhet idag är att förelägganden med för oprecisa ordalydelser upphävs av överinstanserna. Detta kan konstateras bland annat i ärendet avseende Länsstyrelsens i Örebro län villkor för blysanering i samband med en omprövning av en verksamhet (se avsnitt 5.3.2).

7.6 Miljökulfång och miljöanpassade kulfång

Enligt KEMI (2008) uppgår kostnaden för att inrätta miljökulfång till mellan 3 000 och 10 000 kr per styck, beroende på vilken sorts skjutbana det handlar om. I Naturvårdsverkets rapport 5624 (Naturvårdsverket 2006b) varierar kostnaderna från 25 000 kronor till drygt en miljon kronor (se avsnitt 2.1.1). Länsstyrelsen har inte kännedom om några exempel på faktiska kostnader som skytteföreningar har haft för miljökulfång men kan konstatera att den initiala

anskaffningskostnaden för enskilda skytteklubbar kan bli betydande om ovanstående siffror stämmer.

I miljönämndens i Örebro kommun beslut om återkommande sanering resoneras kring möjligheten att förhindra spridning av bly och andra metaller genom installation av miljö-kulfång (se avsnitt 5.3.1). Denna åtgärd ansågs dock utgöra en alltför stor investeringskostnad, varför nämnden istället beslutade om siktnings av vallmaterialet. I Laholms kommun konstaterade nämnden (se avsnitt 5.3.2) att kostnaden för skytteklubben att investera i miljö-kulfång inte var skälig för en verksamhet av den redovisade storleken, men att skytteklubben alltså har ett ansvar att förhindra att bly orsakar skada på människors hälsa eller miljö och att klubben därför ska ha rutiner för att omhänderta bly både på kort och på lång sikt.

I Staffanstorp å andra sidan ansåg länsstyrelsen i Skåne län och koncessionsnämnden för miljöskydd att miljö- och hälsoskyddsnämndens beslut om att sportskytteklubben skulle vidta skyddsåtgärder vid lerduveskyttebanan var skäliga och ekonomiskt rimliga med hänsyn till nyttan av skyddsåtgärderna ur miljösynpunkt (se avsnitt 5.3.1).

Örebro kommuns inställning år 2003 och Laholms kommuns inställning 2010 om att inrättandet av miljö-kulfång innebär en alltför stor kostnad skulle kunna tolkas som stående i kontrast till bedömningen av ärendet i Staffanstorp år 1997. Länsstyrelsen i Norrbottens län känner dock inte till om de uppsamlingsåtgärder som avses i Staffanstorp är att likställa med inrättandet av ett miljö-kulfång. I Staffanstorp är det fråga om en lerduveskyttebana där, enligt nämndens beslut, "blyhagel från patronerna okontrollerat sprids på marken över ett stort område" medan miljö-kulfång avser skjutvallar på kulbanor. I miljö- och hälsoskyddsnämndens beslut anges att blyhagel kan samlas upp med hjälp av uppsamlingsdukar och blyfång, men hur detta skulle gå till i praktiken framgår inte. Det är således inte klarlagt att kostnaderna, som ansågs skäliga i Staffanstorp, var att likställa med dem i Örebro och Laholm. I sammanhanget kan nämnas att skytteklubben, enligt muntliga uppgifter från Staffanstorps kommun i mars 2011, har upphört med blyanvändningen. Det kan dock komma att ställas krav på sanering i någon form vid avslutande av verksamheten.

Enligt Länsstyrelsens i Norrbotten län erfarenhet är det ovanligt att en skytteförening själv föreslår anläggande av miljö-kulfång. Länsstyrelsen har dock kännedom om ett ärende där så var fallet och det gäller Linköpings kommun år 2005 (se avsnitt 5.3.2). I sammanhanget bör det beaktas att anmälan inlämnades vid tiden då riksdagen tagit principbeslutet om avveckling av blyammunition och att det enligt detta beslut efter den 1 januari 2008 skulle bli förbjudet att använda blykulor på skjutbanor om det inte fanns speciella miljö-kulfång för omhändertagande av kulor.

I avsnitt 5.3.1 nämns även Miljöförbundet Blekinge Västs föreläggande mot en skjutbana om att inrätta miljöanpassade kulfång för nya banor samt möjligheter till provtagning av lakvatten för de kulfång som byggs om. I redogörelsen för ärendet framgår att Miljöförbundet meddelade skytteföreningen att kulor med bly bör samlas upp i enlighet med Naturvårdsverkets branschfakta om skjutbanor för finkalibrigt skytte. Föreningen svarade att det finns en risk med hantering av blyavfall från miljö-kulfång och att de hellre utgår från miljöanpassade kulfång. Miljöförbundet har därefter gjort övervägandet att kulfången bör utformas miljöanpassade så att risk för spridning av bly till omgivningen undviks och att utformning och kontroll av kulfången bör ske med beaktande av den egna branschens skrifter (bland annat Qvarfort m.fl. 2008). I det här fallet var således myndigheten och föreningen år 2011 överens om att det var skäligt att inrätta miljöanpassade kulfång (se avsnitt 2.1.2).

De redovisade exemplen ger ingen entydig vägledning i frågan om det ska anses vara skäligt att inrätta miljö-kulfång. Länsstyrelsen anser att frågan bör prövas från fall till fall. Skäligheten att inrätta miljö-kulfång bedöms vara störst för fall där exempelvis nya skjutbanor ska etableras i känsliga områden eller där redan befintliga kulfång inte kan omformas till miljöanpassade kulfång och det därmed finns risk för förorening av närområdet. Länsstyrelsen vill dock erinra

om att det är oklart hur miljökulffång ska utformas för att passa det civila skyttet (se avsnitt 2.1.1).

Skillnaden i kostnad för att inrätta miljökulffång jämfört med miljöanpassade kulffång kan vara relativt stor. Även kostnaden för att inrätta miljöanpassade kulffång eller omforma befintliga kulffång till miljöanpassade kan variera beroende på vilka åtgärder som är nödvändiga. Kostnaden för att inrätta någon form av miljökulffång bör ställas mot miljönyttan och risken för krav på framtida avhjälpandeåtgärder, vilket ofta är avsevärt dyrare.

7.7 Blyförbud

Länsstyrelsen har kännedom om flertalet fall på 1990-talet där tillsynsmyndigheten och överinstanserna (länsstyrelsen och koncessionsnämnden för miljöskydd) har bedömt att det varit befogat med ett förbud mot att använda bly vid skjutbanor. I vissa fall har det handlat om en förberedande åtgärd inför det förväntade regeringsbeslutet om blyförbud och ibland har verksamhetsutövaren själv uppgett att de ska sluta använda blyad ammunition den 1 september 2000. Länsstyrelsen har ingen kännedom hur frågan har hanterats i dessa ärenden därefter med tanke på att det totala blyförbudet inte infördes.

Länsstyrelsen har kännedom om ett ärende där förbudet mot att använda blyammunition tillkommit helt på grundval av den platsspecifika miljön, vilket var fallet i Tranemo 1994 (se avsnitt 5.3.1). Där föranledde svandöd och risken för förorening av grundvattentäkt att blyad ammunition inte kunde tillåtas användas.

Som nämnts tidigare (se avsnitt 3.1.2) ses blyförgiftning årligen bland fåglar i Sverige. I en studie av 413 fåglar som tillvaratagits på SVA mellan 1986 och 1994 bedömdes 44 av fåglarna (10,7 %) som blyförgiftade (blyhalt i lever > 5 mg/kg) (Jågas 1996). I en stor del av dessa fåglar hittades rester av hagelskott i magarna. Ungefär hälften av fåglarna hade påträffats vid två av varandra näraliggande områden, där våtmarker använts för lerduveskytte.

I Sverige är det numer förbjudet att använda blyhagel vid jakt på våtmarker eller vid jakt över grunda delar av öppet vatten (se avsnitt 5) och jakt med ammunition innehållandes bly har förbjudits även på andra håll i världen. I Kalifornien har ett sådant förbud införts i vissa områden på grund av att förgiftning genom intag av fragment från kulammunition sägs vara den största enskilda dödsorsaken för kondorer (Meretsky m.fl. 2000). I delar av Tyskland (Brandenburg) är jakt med blykula förbjuden sedan 2005 på grund av den höga andelen blyförgiftade havsörnar (Kenntner m.fl. 2007). På ön Hokkaido i Japan har man funnit att örnar dött av blyförgiftning efter att de ätit rådjurskadaver som innehållit fragment av blykulor (Kurosawa 2000), varpå jakt med blykula har förbjudits i området (Saito 2008).

För att förbjuda en verksamhet, eller användandet av en viss ammunition, anser Länsstyrelsen att det ska vara visat att den pågående verksamheten innebär en väsentlig risk för påverkan på människors hälsa eller miljön. Detta framgår även av fallet i Tranemo. Utan utredningar är risken ofta mycket svår att påvisa, varför det vid misstanke om negativ påverkan på närmiljön behöver utredas om så är fallet. Länsstyrelsen anser vidare att det kan vara befogat att förbjuda användningen av ammunition innehållandes bly i de fall riskerna med en fortsatt användning kan få betydande konsekvenser.

7.8 Frivillighet

I flera fall har skytteföreningar uppgett att de kommer att vidta åtgärder för att minska föroreningsrisken vid skjutbanorna. I vissa fall har de frivilliga förslagen presenterats vid en tidpunkt då tanken var att ett totalförbud mot bly skulle införas (se avsnitt 5) vilket innebär att det är oklart om frivilligheten skulle ha varit lika stor utan ett annalkande totalförbud. Det senaste frivilliga förslaget som Länsstyrelsen har kännedom om kommer från Örebro. Enligt muntliga uppgifter i januari 2011 från miljökontoret i Örebro har en skytteförening anmält en ny älgbana och angivit att vallen kommer att rensas vart femte år främst av säkerhetsskal. I

allmänhet uppmuntrar Länsstyrelsen frivilliga överenskommelser, då dessa kan spara både tid och resurser. Dock bör det upprättas ett beslut/föreläggande som bekräftar överenskommelsen. Länsstyrelsen vill i sammanhanget betona vikten av miljöfrågan och att det inte bör göras avkall på det miljömässiga behovet.

7.9 Slutsats

I ett län i Sverige har länsstyrelsen och kommunerna fört en diskussion kring en policy avseende tillvägagångssätt vid nedläggning av skjutbanor. Policyn är inte färdigställd men i utkastet konstateras att förutsättningarna för varje skjutbana är olika och att policyn innehåller exempel på åtgärder som inte kommer att vara aktuella vid alla skjutbanor. Länsstyrelsen i Norrbottens län instämmer i detta resonemang, då varje enskild skjutbana och alla skjutområden uppvisar specifika förhållanden som behöver tas hänsyn till och utvärderas innan beslut om behov av undersökningar, utredningar och eventuella åtgärder tas. Det finns förmodligen idag många skjutbanor som inte utgör någon risk för var sig människa eller miljö, likväl som det sannolikt finns områden som kräver akuta åtgärder.

Länsstyrelsen anser att tillvägagångssättet vid arbete med förorenade områden bör följa Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (Naturvårdsverket 2009a, 2009b, 2009c) som innehåller råd om en tänkbar väg till beslut om avhjälpandeåtgärder. I Naturvårdsverkets rekommendationer för arbetet ingår flera steg med undersökningar, utredningar, riskbedömningar och val av åtgärder. Återkopplingar mellan stegen är en viktig del av arbetet och därtill kan vissa steg utföras i flera omgångar om det bedöms nödvändigt. Av råden i vägledningmaterialet framgår att förorenade områden bör åtgärdas så att riskerna minskar till en acceptabel nivå och att långsiktigt hållbara lösningar bör eftersträvas så långt det är möjligt och rimligt.

Vid bedömning av vilka krav som ska ställas avseende skjutbanor och skjutfält vill Länsstyrelsen betona vikten av att basera beslutet på en komplett föroreningsbild. I de flesta fall är bly den dominerande föroreningen vid skjutområden. Vid skjutbanor ansamlas bly i kulfångst och vid skjutfält sprids ämnet över ett större område. Dock kan även andra föroreningar förekomma i höga halter. I kulfångst handlar det främst om andra metaller (till exempel nickel, koppar och zink) samt halvmetaller (till exempel arsenik och antimon) och vid skjutfält framför allt PAH. Dessa föroreningar bör inte förbises vid en riskbedömning.

Oavsett vilka beslut om utredningar eller åtgärder som tas anser Länsstyrelsen således att det bör finnas ett bra utredningsmaterial som underlag för bedömningarna, i synnerhet då det gäller beslut om att en skjutbana skulle kunna lämnas helt utan åtgärder.

Som stöd i arbetet med bedömningarna har Länsstyrelsen tagit fram en frågebänk och en checklista (se bilaga 1). Syftet med dessa är inte att ge direkta svar utan att snarare exemplifiera de frågeställningar som behöver besvaras för att bedömningarna ska kunna motiveras.

8 Referens- tillika litteraturlista

- Adersen, H., Storgaard Jørgensen, S., Friborg Pedersen, H., Willems, M. 1983: *Bly-förorening omkring flugtskydningsbaner*. Miljö-projekter. Miljöministeriet miljøstyrelsen, København. ISBN 87-503-4659-8.
- Baird, C. och Cann, M. 2005: *Environmental chemistry*. 3e upplagan. W. H. Freeman and Company, New York. 516-517, 530-534, 539-542.
- Bennett, J.R., Kaufman, C.A., Koch, I., Sova, J., Reimer, K.J. 2007: *Ecological risk assessment of lead contamination at rifle and pistol ranges using techniques to account for site characteristics*. Science of the total environment, 374: 91-101.
- Bergknut, M. 2006: *Characterization of PAH-contaminated soils focusing on availability, chemical composition and biological effects*. Umeå universitet, Kemiska institutionen. Solfjäders Offsett AB, Umeå 2006. ISBN 91-7264-095-2.

- Bernes, C. 1998: *Organiska miljögifter - ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem*. Naturvårdsverket förlag, Monitor 16, Stockholm. ISBN 91-620-1188-X.
- Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E. 1999: *Kemiska hälsorisker – toxikologi i ett kemiskt perspektiv*. 2:a upplagan. Liber Ekonomi, Malmö. ISBN 91-47-04515-9.
- Bjerking 2005: *Tärnsjö skytteförening, Heby kommun (reviderad)*. Provtagning inför avvecklandet av skjutbana. Uppdrag nr 29174. 2005-09-12.
- Bjerking 2006a: *Nora Prästgård 2:1, Tärnsjö skytteförening, Heby kommun. Riskanalys och handlingsplan inför avvecklandet av Tärnsjö skjutbana*. Uppdrag nr 29174. 2006-04-25.
- Bjerking 2006b: *Nora Prästgård 2:1, Tärnsjö skytteförening, Heby kommun. PM – schaktkontroll*. Uppdrag nr 29174. 2006-11-30.
- Borg, H. och Johansson, K. 1989: *Metal fluxes to Swedish forests*. Water, air and soil pollution, 47:427-440.
- Brady, N. C. och Weil, R. R. 2002: *The nature and properties of soils*. 13e upplagan, Prentice Hall, New Jersey. 11:189, 203-204, 332, 345, 348, 475, 482, 512-513.
- Braun, U., Pusterla, N., Ossent, P. 1997: *Lead poisoning of calves pastured in the target area of a military shooting range*. Schweizer Archiv für Tierheilkunde, 139: 403-407.
- Cao, X., Ma, L. Q., Chen, M., Hardison, D. W. Jr. och Harris, W. G. 2003: *Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges*. Journal of environmental quality, 32:526-534
- Eisler, R. 1988: *Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review*. U.S. fish and wildlife service patuxent wildlife research center. Biological report, 85:1.14.
- Ferrandis, P., Mateo, R., López-Serrano, R., Martínez-Haro, M., Martínez-Duro, E. 2008: *Lead-shot exposure in red-legged partridge (Alectoris rufa) on a driven shooting estate*. Environmental science and technology, 6271-6277.
- Fisher, I.J., Pain, D.J., Thomas, V.G. 2006: *A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds*. Biological conservation, 131: 421-432.
- Gebel, T. 1997: *Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology*. Chem.-Biol. Interactions, 107: 131-144.
- Golder Associates AB 2001: *Miljöteknisk undersökning av mark, ytvatten och sediment inom och invid fd hagelskjutbanan i Gyttrorp*. Rapport 0170015.
- Golder Associates AB 2002: *Kompletterande miljöteknisk undersökning av PAH i mark, vatten och sediment inom och invid fd hagelskjutbanan i Gyttrorp*. Rapport 0270186.
- Hunt, W.G., Burnham, W., Parish, C.N., Burnham, K.K., Mutch, B., Oaks, J.L. 2006: *Bullet fragments in deer remains: implications for lead exposure in avian scavengers*. Wildlife society bulletin, 34 (1): 167-170.
- IVL 2002: *Antimon i Sverige – användning, spridning och miljöpåverkan*. IVL Rapport B1473. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Johansson, H. och Zimerson, E. 1994: *Tox-info handbok. Kemiska ämnens hälso- och miljöeffekter*. Del 1 och 2. Femte omarbetade upplagan. Elanders Electronic Printing, Lund.
- Johnson, J.L., Chirban, D.D., Karr, L.A., Heath, J.C. 1993: *Heavy metals removal from small-arms firing ranges*. U.S. bureau of mines, Salt Lake City research center.
- Jågas, T. 1996. *Lead levels and lead poisoning in Swedish Anseriformes birds*. Projektrapport från utbildningen i ekotoxikologi. Ekotoxikologiska avdelningen, Uppsala universitet. Rapport nr 47.
- Jørgensen, S.S. och Willems, M. 1987: *The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting range soils*. AMBIO, 16:16-19.
- KEMI 2008: *Ekonomiska styrmedel för bly i ammunition*. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport nr 4/08. ISSN 0284-1185.
- KEMI 2010: *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Prioriteringsguiden (PRIO)*. Elektronisk publikation <http://www.kemi.se/templates/PRIOframes.aspx?id=4045&gotopage=4101> 2011-06-28.
- Kennntner, N., Crettenand, Y., Fünfstück, H.J., Janovsky, M., Tataruch, F. 2007: *Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (Aquila chrysaetos) from the European Alps*. Journal of Ornithology, 148: 173-177.

- Komarek, M., Tlustos, P., Szakova, J., Chrastny, V., Ettler, V. 2007: *The use of maize and poplar in chelantenhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils*. Chemosphere, 67: 640-651.
- Kurosawa, N. 2000: *Lead poisoning in Stellar's sea eagles and White-tailed sea eagles*. In: Ueta, M. och McGrady, M.J. (eds.) *First symposium on Stellar's and White-tailed sea eagles in east Asia*. 107-109. Wild bird society of Japan.
- Ledskog, L., Qvarfort, U. 2001: *Kalkning och dikesfilter – efterbehandling vid skjutfält*. Försvarsmakten i samarbete med Uppsala universitet, Uppsala och Johan Helldén AB, Linköping.
- Lin, Z., Comet, B., Qvarfort, U. och Herbert, R. 1995: *The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden*. Environmental pollution, 89: 303-309. Elsevier Science Ltd.
- Livsmedelsverket 2010: *Bly*. Elektronisk publikation. <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/>
- Länsstyrelsen i Jämtlands län 2009: *Undersökningar med XRF på potentiellt förorenade områden i Jämtlands län*. Hösten 2009.
- Länsstyrelsen i Jönköpings län 2002: *Översiktlig undersökning av Anebyortens jaktvårdsförenings skjutbana på Katrineholm 1:1 i Aneby kommun 2001*. Dnr 577-16815-2001.
- Länsstyrelsen i Södermanlands län 2011: *Regionalt program för arbetet med förorenade områden i Södermanlands län 2011*.
- Ma, W.C. 1989: *Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals*. Archives of environmental contamination and toxicology, 18: 617-622.
- Martin, P., Campbell, D., Hughes, K., McDaniel, T. 2008: *Lead in the tissues of terrestrial raptors in southern Ontario, Canada, 1995-2001*. Science of the total environment, 391: 96-103.
- Meretsky m.fl. 2000 och Snyder och Snyder 2000: Citerade i Fisher m.fl. 2006.
- Mörner 2001: *Sammandrag från docentföreläsning 2/11 2001*. Statens veterinärmedicinska anstalt.
- Naturvårdsverket 1996: *Hantering av bly i skjutvallar – Beskrivning av saneringsmetoder och vägledning till kretsloppsanpassade lösningar*. Rapport 4662. ISBN 91-620-4662-4.
- Naturvårdsverket 1997: *Generella riktvärden för förorenad mark – Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering*. Rapport 4638. ISBN 91-620-4638-r.pdf
- Naturvårdsverket 1998: *Monitor 16. Organiska miljögifter – Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem*. AB Fälths Tryckeri, Värnamo. ISBN 91-620-1188-X.
- Naturvårdsverket 2006a: *Metallers mobilitet i mark*. Rapport 5536. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. ISBN 91-620-5536-4.pdf.
- Naturvårdsverket 2006b: *Underlagsrapporter till regeringsuppdraget om bly i ammunition*. Rapport 5624. Elektronisk publikation. ISBN 91-620-5624-7.pdf
- Naturvårdsverket 2006c: *Skjutbanor finkalibrigt skytte. Branschfakta*. Utgåva 5. ISBN 91-620-8237-X.
- Naturvårdsverket 2007: *Naturvårdsverkets policy för utbetalning av efterbehandlingsbidrag vid obestånd*. Enheten för miljöjuridik. PM 2007-06-18.
- Naturvårdsverket 2008a: *Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering*. Utgåva 4. ISBN 91-620-1234-7.pdf
- Naturvårdsverket 2009a: *Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977. ISBN 978-91-620-5977-4.
- Naturvårdsverket 2009b: *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976. ISBN 978-91-620-5976-7.
- Naturvårdsverket 2009c: *Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. Rapport 5978. ISBN 978-91-620-5978-1.
- Naturvårdsverket 2011: *Lokala investeringsprogram (LIP)*. Naturvårdsverkets hemsida, <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Lagar-och-styrning/Ekonomiska-styrmedel/Investeringsprogram/Lokala-investeringsprogram-LIP/> 2011-06-28.
- NIRAS 2009: *Spridningsbegränsande åtgärder för bly inom målområden och "hot spots" vid Försvarsmaktens skjutfält*. Slutrapport 01/012-3. NIRAS Johan Helldén AB på uppdrag av Försvarsmakten, Miljöprovningseenheten.

- Rantalainen, M., Torkkeli, M., Strömmer, R. och Setälä, H. 2006: *Lead contamination of an old shooting range affecting the local ecosystem: a case study with a holistic approach*. Science of the total environment, 369:99-108.
- Saito, K. 2008: *Lead-poisoning of steller's sea eagle (haliaeetus pelagicus) and white-tailed wagle (haliaeetus albicilla) caused by ingestion of lead bullets and slugs, in Hokkaido, Japan*. Abstract No 304 from the conference on 'Ingestion of Spent Lead Ammunition: Implications for Wildlife and Humans'. 12-15 May, 2008, Boise State University. http://www.peregrinefund.org/Lead_conference/ 2011-06-30.
- Sauve, S., McBride, M. och Hendershot, W. 1998: *Solution speciation of lead(PbII): effects of organic matter and pH*. Soil science society of America journal, 62:618-621.
- SGI 1995: *Lakbarhet och separation av blyförorenad skjutbanesand från Försvarets skjutbaneanläggningar*. Delstudie 1. Objekt 2-9404-197. Statens Geotekniska Institut på uppdrag av Fortifikationsverket.
- SGI 1996: *Utlakningsegenskaper hos blyförorenad skjutbanesand från Försvaret*. Del 2: Lysimeterstudie. Objekt 2-9404-197. Statens Geotekniska Institut på uppdrag av Fortifikationsverket.
- SGI 2005: *Jämförelse av lakning från naturmaterial och restprodukter – Ett tioårigt perspektiv*. Rapport. Uppdragsnummer 12081-200, diarienummer 10404-0263.
- SGU 2006: *Mineralmarknaden: tema bly*. 38-69.
- SGU 2010: *Tillståndsklasser för bly*. Elektronisk publikation, http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/bedomning_kartor/till_bly.htm 2011-06-28.
- Svenska Jägareförbundet 2008: *Miljökrav på skjutbanor*. Svenska Jägareförbundet, Nyköping. Elektronisk publikation, <http://www.jagareforbundet.se/Jagaren/Jaktskytte/Ladda-hem-Broschyren-och-affischer/> 2011-06-28.
- SVA 2008: *Sjukdomsläget hos vilt i Sverige 2008*. Årsrapport från viltsjukdomsövervakningsprogrammet vid Statens Veterinärmedicinska Anstalt. SVA:s rapportserie 9. ISSN 1654-7098.
- Tanskanen, H., Kukkonen, I och Kaija, J. 1991: *Heavy metal pollution in the environment of a shooting range*. Geological survey of Finland. Special paper No 12. Current Research 1989-1990.
- Thomas, V.G. 1997: *The environmental and ethical implications of lead shot contamination of rural lands in North America*. Journal of agricultural and environmental ethics. 10: 41-54.
- Qvarfort, U. och Waleij, A 2002: *Bly i skjutvallar. Fördelningen av bly i olika sandfraktioner vid skjutning med 7,62 mm ammunition*. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) NBC skydd, Umeå. ISSN 1650-1942.
- Qvarfort, U. och Waleij, A 2004: *Bly: Förekomst och miljöeffekter till följd av militära och andra vapenrelaterade aktiviteter*. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) NBC skydd, Umeå. ISSN 1650-1942.
- Qvarfort, U., Leffler, P., Sjöström, J. 2008: *VITBOK – Om bly i kulfång*. 08 Tryck AB 2008. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) CBRN-skydd och säkerhet, Umeå på uppdrag av Skytteorganisationernas Samarbetsdelegation. Elektronisk publikation. <http://iof3.idrottonline.se/templates/Page.aspx?id=10714>

Frågebank och checklista vid bedömning av eventuell föroreningsproblematik vid skjutbanor

Frågebank

Länsstyrelsen har sammanställt ett antal frågor som kan vara aktuella vid tillsyn av skjutbanor i allmänhet samt inför nedläggning i synnerhet. Frågorna kan användas som ett stöd i arbetet med att utvärdera vilka krav som eventuellt bör ställas på verksamhetsutövaren.

- * Vem har ansvar för eventuella föroreningar vid skjutbanan? Finns någon koppling till hemvärnet och försvaret?
- * Vilka möjligheter till frivilla överenskommelser finns? Krävs föreläggande?
- * Vilken betydelse har närhet till/kontakt med vatten? Innebär det extra vaksamhet på grund av större risk för spridning?
- * Om verksamheten är pågående, krävs omedelbara åtgärder av någon anledning?
- * Är det nödvändigt att upprätta kontrollprogram för verksamheten?
- * Om verksamheten ska läggas ner eller redan har avslutats, var bör fokus ligga? Krävs åtgärder? Vilka åtgärder bör prioriteras? Exempel på åtgärder:
 - * Avstädnings
 - * Övertäckning, minska exponeringen
 - * Inhägnad, minska risken för exponering
 - * Kalkning, minska risken för utlakning
 - * Rensa kulfång, minska källan
- * Om en skytteförening upplöses och den juridiska personen försvinner, vem riktas kraven mot? Fastighetsägaren?

Checklista

Vid tillsyn av skjutbanor i allmänhet eller inför nedläggning i synnerhet kan följande checklista användas som ett stöd i arbetsgången med att utvärdera vilka krav som eventuellt bör ställas på verksamhetsutövaren.

- A. Kunskapsinhämtande, t.ex. i form av en MIFO-inventering.
 - a Tidsperiod som banan varit aktiv
 - b Ackumulerad mängd föroreningar
 - Vilken sorts ammunition som använts (innehåll av bly, arsenik mm)
 - Vilken sorts lerduvor som skjutits mot (innehåll av PAH)
 - Antal personer som använt banan
 - Antal skott som avlossats per år
 - Hur många år banan varit aktiv
 - c Nedslagsområdets storlek
 - d Eventuella närrecipienter
 - e Jordmån och förutsättningar för bindning i mark (pH, organiskt material mm)

B. Bedömning av om undersökningar avseende riskbild är nödvändiga.

- a Exponeringssituation
- b Spridningsförutsättningar
- c Områdets användning i ett långtidsperspektiv

C. Bedömning av om egenkontrollprogram bör upprättas.

- a Mängd bly som finns ackumulerat i kulfånet
- b Belastning på skjutbanan/området
- c Föroreningshalter i nedslagsområde
- d Utredning av påverkan på näraliggande vatten

D. Bedömning av innehåll i egenkontrollprogram

- a Vattenprovtagning
- b Lakteter
- c Installation av uppsamlingskärl i kulfång
- d Installation av uppsamlingsanordning för ammunition



Länsstyrelsen
Norrbotten