

Seminar 25. september 1997
Studentsamfunnet i Ås, Festspisesalen.

Forurensing av jord, luft og vann av Gunnar Abrahamsen
Hvor ble det av debatten om forurensing og skogdød? Av Arne O.
Stuanes
Menneskets plass i nitrogenkretsløpet av Lars Bakken
Radioaktivt nedfall, konsekvenser for jordbruket av Line Diana
Blytt
Tungmetaller av Åsgeir Almås
Kjemiske plantevernmidler/organiske miljøgifter i jord og vann av
Gunhild Riise

Rapport nr.7/97 (57)

Norges Landbrukshøgskole
Institutt for jord- og vannfag
postboks 5028, 1432 Ås
ISSN 0805-7214

INSTITUTT FOR JORD- OG VANNFAG

Norges Landbrukshøgskole

Postboks 5028, 1432 Ås Telefon: (09) 94 75 00 - Agriuniv. Ås

Telefax: (09) 94 82 11 Rapportarkiv: (09) 98 82 04

ISSN 0805 - 7214

Rapportens tittel og forfatter(e):

Seminar 25. September 1997 Studentsamfunnet i Ås, Festspisesalen.

- Forurensing av jord, luft og vann av Gunnar Abrahamsen.
- Hvor ble det av debatten om forsuring og skogdød? av Arne O. Stuanes.
- Menneskets plass i nitrogenkretsløpet av Lars Bakken.
- Radioaktivt nedfall, konsekvenser for jordbruket av Line Diana Blytt.
- Tungmetaller av Åsgeir Almås.
- Kjemiske plantevernmidler/organiske miljøgifter i jord og vann av Gunnhild Riise.

Rapport nr.: 7/97 (57)

Begrenset distribusjon:

Fri

Dato:

14. oktober 1997

Prosjektnummer:

Faggruppe:

Geografisk område:

Norge

Antall sider (inkl. bilag)

39

Oppdragsgivers ref.:

Oppdragsgiver:

Sammendrag:

Rapporten inneholder 6 oversiktsartikler som belyser temaene på en populær måte, men med særlig vekt på problemstillinger det arbeides med på Institutt for jord- og vannfag.

4. Emneord, norske

1. Forurensing
2. Forsuring
3. Tungmetaller
4. Radioaktivt nedfall

Prosjektleder:

Gunn Stuanes

4. Emneord, engelske

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

For administrasjonen:

Gunnar Abrahamsen

Forurensning av jord , luft og vann

Gunnar Abrahamsen

Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole.

Institutt for jord- og vannfag har en lang tradisjon i forskning omkring forurensningsproblemer. Mye av forskningsinnsatsen har vært knyttet opp mot forurensning med tungmetaller, sporstoffer og radioaktive stoffer fra industri, trafikk og landbruk. Problemene var tidligere mest av lokal karakter, og både humanmedisinske veterinærmedisinske problemer som kunne oppstå på grunn av slike forurensninger ble trukket fram. Etter hvert som samfunnet ble flinkere til å rydde opp i slike lokale forurensninger, ble større oppmerksomhet rettet mot mer regionale og globale problemer. I dag har instituttet betydelig aktivitet knyttet opp mot regionale og globale luftforurensningsproblemer av typen sur nedbør, drivhuseffekt og forurensning med radioaktive stoffer (Tsjernobyl). Men forskningsaktivitetene omkring landbrukets forurensninger har også tatt seg sterkt opp i de senere 10-årene. Tidligere så en mer på utvasking av plantenæringsstoffer som tap av verdifulle ressurser, men i dag har forurensningsaspektet med eutrofiering av vann og vassdrag blitt like viktig.

Instituttets engasjement innen denne sektoren gir oss derfor god grunn til å knytte vår foredragsvirksomhet i forbindelse med NLHs 100 års-jubileum til forurensningsproblemer.

Hva forstår vi så med forurensninger? Det er flere definisjoner på begrepet. En sier at forurensninger er menneskeskapt anrikning av ulike stoffer. Naturlige anrikninger av skadelige stoffer (f.eks. tungmetaller) kan også forekomme, men fordi de er naturlige mener en at disse ikke bør kalles forurensninger. En annen definisjon skiller ikke mellom naturlige og menneskeskapt anrikning, men begrenser bruken av forurensningsbegrepet til tilfeller der stoffer forekommer i så høye konsentrasjoner at de er giftige for mennesker eller andre organismer. I denne sammenhengen er det imidlertid viktig å minne om hva Phillippus Paracelsus, grunnleggeren av den medisinske og farmasøytiske kjemien, uttalte for snart 500 år siden: Alle stoffer er potensielt giftige; det som avgjør om et stoff er nyttig eller giftig, er konsentrasjonen. Et vulkanutbrudd må etter denne andre definisjonen oppfattes som en forurensning når utbruddene skader mennesker og/eller andre organismer i omgivelsene. Naturlige forekomster av tungmetaller slik en finner flere steder i vårt land, kan også ut fra en

slik definisjon være en forurensning, men forutsetningen er altså at forekomsten gir biologiske skader. En annen betegnelse som ofte brukes synonymt med forurensning er kontaminasjon. Et område som er anrikt med giftige stoffer, er kontaminert, men altså ikke forurenset, når konsentrasjonene av stoffene er for lave til å gi biologiske effekter.

Utviklingen av stadig mer følsomme analysemetoder har ført til at man i stadig større grad kan påvise ørsmå konsentrasjoner av ulike stoffer. Et eller annet sted går det en grense mellom det som må kalles forurensning, kontaminasjon og normale konsentrasjoner av naturlige forekomster. Disse grensene er ofte vanskelige å fastsette både fordi vi har for dårlige kunnskaper om naturlige variasjoner i konsentrasjonen av ulike stoffer, men kanskje særlig fordi vi ikke har nok kunnskaper om biologiske effekter av ulike konsentrasjoner. Det vil dessuten være en gigantisk oppgave å klargjøre i hvilken grad anrikning av et stoff gir skader på mennesker eller på noen av alle de organismene som lever i vann, jord eller luft. I det praktiske liv er det derfor vanskelig å gi en helt klar definisjon på hva vi mener med forurensning, og som et resultat av det brukes begrepene forurensning og kontaminasjon i stor grad om hverandre. Mye taler derfor for å begrense bruken av begrepet forurensning til de tilfeller hvor disse er skapt av mennesker, og ikke begrense bruken til tilfeller hvor biologiske effekter er åpenbare.

Historisk tilbakeblikk

Så snart mennesker etablerte seg i samfunn, fulgte forurensninger med på lasset. Grunnlaget for de første sivilisasjonene på jorda som kanskje oppsto i Mesopotamia eller nåværende Irak for ca. 10.000 år siden, var kultivering av jord for dyrking av korn og andre produkter. Men fjerning av naturlig vegetasjon for å gi muligheter for jordbruk skapte samtidig muligheter for erosjon. Mye tyder på at sterk erosjon i de fruktbare høyereliggende områdene av Mesopotamia reduserte jordas produktivitet i så stor grad at sult og underernæring var den egentlige årsaken til at disse sivilisasjonene forsvant. Det har også vært framsatt teorier om at Romerrikets undergang skyldtes blyforgiftning. Akveduktene som førte vann fram til Roma, ble gjort vanntette ved å kle dem med bly som dermed ble avgitt til drikkevannet. Det er imidlertid også blitt postulert at romerne brukte bly som søtningsmiddel i sur vin. Dersom vinen var blitt sur, tilsatte de et stykke bly som i vin gikk over til blant annet blyacetat (salt av eddiksyre). Blyacetat smaker søtt, og når blystykket var oppløst, var vinen drikkbar.

Disse spredte eksemplene fra tidligere tider, viser at forurensninger ikke er et nytt problem. Likevel var det først etter den industrielle revolusjonen på 1700-tallet at de virkelige store forurensningene begynte. Med den industrielle revolusjonen fulgte behovet for store mengder metaller og brensel, i første rekke kull, for å kunne smelte malmene. Metallframstilling førte derfor til svære lokale naturødeleggelser. Ibsen må ha sett de voldsomme lokale forurensningene i England før han skrev Brand i 1865. Der lot han presten utbryte etter at han var forlatt av bygdefolket og kommet seg opp på vidda:

Værre tider; værre syner
gjennem fremtidsnatten lyner!
Brittens kvalme stenkulsky
sænker sort seg over landet,
smudser alt det friske grønne,
kvæler alle spirer skjønne,
stryger lavt, med giftstoff blandet,
stjæler sol og dag fra egnen,
drysser ned, som askeregnen
over oldtids dømte by.

I Norge førte kopperframstilling på Røros og i Sulitjelma også til betydelige forurensninger av luft, jord og vann med det resultat at vegetasjonen ble drept, fiskevann ble ødelagt, og jorda ble forurenset med tungmetaller og sterkt erodert. Selv om produksjonen av kobber totalt var større i Sulitjelma enn i Røros, var nok skadevirkningene rundt Røros i sin tid større enn i Sulitjelma. I dag er det lite av skader å se i områdene rundt Røros, men flyvesanddynene utenfor byen er et vitnesbyrd om betydelige vegetasjonsskader i tidligere tider.

Vi kan få et innblikk i omfanget av lokale forurensninger i tidligere tider ved å lese beretninger fra Falun i Sverige. Stora Kopparbergs Bergslag ved Falun var i sin tid den største kobberprodusenten i Europa. Fra starten på 1200-tallet til verket ble lagt ned, ble det vunnet ut ca. 400.000 t kobber. På Røros ble det til sammenligning tatt ut ca. 110.000 tonn. Kobberet forelå i form av en blanding av svovel- og kobberkis. For å framstille kobberet måtte svovel fjernes. Dette ble gjort ved den såkalte røstingen som medførte at svovelet ble drevet vekk i form av svoveldioksid. I gamle dager ble dette utført på store åpne bål, og svoveldioksid drev i lav høyde ut over landskapet og drepte skog og annen vegetasjon over store områder. I 1666

besøkte Uppsala-studenten Andreas Julinus, Falun. Han skrev om røsterøyken «att när vinden ifrån gruvan ligger på staden må en ovan och främmande storkna av den rökens ymnighet lika såsom med tjära besprängde. Och det som underligare är, understundom kan folket på gatan ränna huvudena samman. Intet seendes vem dem möter på ljusa dagen.»

En engelsk lege, J. F. Leopold, skrev i 1708 blant annet at man allerede på lang avstand ble forskrekket av å se den tykke røyken som byen uopphørlig sendte ut i slike mengder at den som ikke var kjent med forholdene snarer kunne tro at han var i «kjempenes» hule (i den greske mytologien) enn til en by. En kjent tysk historiker, Ernst Moritz Arndt, skrev i 1804 at man ikke kan gjøre seg en uhyggligere forestilling om Tartaros - dvs dødsrikets nederste del - enn det en finner når en vandrer gjennom Falun. Fjell som stakk opp i dagen var svarte, bare og oppsmuldret. Jorda var erodert bort, og det var bare en kvast med grønt her og der.

En svenske med navn Browallius som også beskrev sin reise til Falun, påsto at lukten fra røyken kunne kjennes 6 til 8 mil fra byen. Han konstaterte at det var mest svovel både i kisen og i røyken. Dessuten hadde han funnet vitriol, jern og kobber. Hans konklusjon var at «all rökens kraft och verkan förnämligast och nästan uteslutande måste bero på svavel och vitriolsyra» (d.v.s. rykende svovelsyre). I detalj la han ut om effektene av røyken: «Koppar svartnar och ärgas, när någon vätska tillføres; typiskt är de starkt ärgade kyrktaken. Järn rostar på kort tid; det tar bara 5 till 6 år innan tenn och silver svartnar om det än så väl gömmas och invecklas. Glaset i fönstren blir på kort tid dunkelt och blått. Växterna tar stor skada. På utsatta ställen blir de liksom genombrände, bleknade och förfallne, ungefär som efter en frostnatt. På en halvmils omkrets runt gruvan saknas nästan helt mossa på stenarna och av örter tycks det bara vara kråkris som kan motstå röken». Videre skrev han at treverk i bygninger og annet ble brunt etter ett år, og at det etter hvert ble impregnert slik at det ikke råtnet og heller ikke brant så godt. Men dersom det ble antent, brant det med en blå flamme og det luktet svovel. Gjerdestolper kunne bli stående 7-8 ganger lenger enn normalt. Men klær ble angrepet og gardiner falt ned etter 3 til 4 år.

Men det fantes også visse fordeler. Det ble sagt at Kristina som var dronning i Sverige fra 1573 til 1625 uttrykte ønske om at «röken aldrig månde tryta», ettersom det «luktade pengar för kronan». Og en «riksheraldiker» med navn Linnerhjelm, skrev entusiastisk om det «effektfulla och brillanta ljus- och skuggespelet i töcknet». Man kunne ikke «inbilla sig något af en mera pittoresk och sällsynt, fast förfärlig fägring». I tillegg ble det hevdet at røyken også hadde heldige medisinske virkninger. Selvfølgelig var røyken «besværlig» for den som ikke

var vant med den. Man ble «tung om brystet» fikk sviende øyne, hoste, halsbrann, hodepine og en blødde ofte fra nesen. Likevel ble røyken ansett som helsebringende. Falun fikk nemlig etterhvert et ry for å være et trygt tilfluktssted i tider med pest og andre alvorlige farsotter. Da pesten herjet i Sverige i 1623 satte folk i Falun i gang med å bygge «kaldrøster» på gårdene sine for at den «helsebringende» røyken skulle holde sykdom borte. Og ikke nok med det, de tok også svovelkisen inn i husene sine og tente på slik at røyken holdt husene fri for rotter, mus, fluer og sannsynligvis også lus og lopper. Under den verste pestperioden i 1710 gikk Falun helt fri for pesten og ble et tilfluktssted for overklassen i Stockholm. I de følgende årene inntraff bare enkelte tilfeller av pest, og da hos personer som flyttet til byen og som var smittet andre steder. Byen fikk etter hvert ry som et sted der befolkningen hadde «utmärkt hälsa och frisk hy». På 1800-tallet begynte daværende «provinsialläkare» Anders Berggren å anbefale «mineralsur» røyk mot «rötfeber» og lignende sykdommer. Kjøpmenn i Falun kjøpte svovelkis fra gruven som de solgte videre til bønder og borgere i Falun. Leger i Stockholm sendte til og med astmatiske pasienter til den «helsobringande atmosfären» i Falun.

Dagens forurensningssituasjon

De omfattende lokale skadene som en fikk tidligere og opp mot 1950-tallet gjorde at det var helt nødvendig å redusere forurensningene. Som eksempel kan nevnes at forurensningene i London i 1950 ble beregnet til å føre til en overdødlighet på omtrent 5000 mennesker. Det første som ble gjort var å føre røykgassene opp i høyere luftlag ved hjelp av høyere piper. Men samtidig økte produksjonen, og pipene som ble bygd i første halvdel av 1900-tallet ble for lave til å redusere de lokale forurensningene i tilstrekkelig grad. Pipene ble derfor bygd stadig høyere. Dette reduserte de lokale forurensningene, men samtidig fikk en et mer globalt forurensningsproblem ved at luftmassene kunne transportere forurensninger fra Mellom-Europa til Skandinavia og til og med fra Nord-Amerika til Europa. De store forurensningene med de betydelige skadene som en hadde lokalt, ble dermed redusert, men samtidig ble et globalt problem med sur nedbør skapt.

Med den økende levestandarden som vi har opplevd i vårt århundre, og med den økende befolkningstettheten som samtidig har funnet sted, har også forbruket av fossilt brensel og dermed utslipp av karbondioksid til atmosfæren steget sterkt. Før 1970 var det få forskere som tenkte på at utslipp av karbondioksid som plantene bruker i fotosyntesen, skulle representere et forurensningsproblem. Men etter hvert kom det fram at karbondioksid adsorberer langbølget stråling fra jorda og skapte et nytt problem - drivhusproblemet og risikoen for

endret klima på jorda. Det ble også kjent at også andre gasser enn karbondioksid slik som lystgass og metan, ga tilsvarende effekter. Dette er gassene hvor jord kan være både en kilde og et sluk. På denne måten har jorda også betydning i sammenheng med drivhusproblematikken både fordi jord som nevnt, kan produsere og konsumere drivhusgasser, og fordi jordas egenskaper og produktivitet kan endres dersom klimaet endrer seg. Og som om dette ikke er nok - det har også vist seg at det er sammenhenger mellom ulike typer av forurensninger. Sur nedbør bringer for eksempel med seg betydelige mengder med nitrogen, og nitrogenmengden i jorda kan øke. Økt nitrogen i jorda kan på sin side øke utslippet av lystgass og det kan også påvirke nedbrytningen (oksidasjonen) av metan i jord. Dette betyr også at nitrogen gjødsling i jordbruket kan påvirke klimaet på jorda. Nitrogen gjødsling og nedfall av atmosfæriske nitrogenforbindelser kan for øvrig også påvirke ozonlaget i stratosfæren som beskytter oss mot uønsket ultrafiolett stråling.

Atmosfæren er i det hele tatt sammen med vann, det viktigste transportsystem for forurensninger på jorda. Atmosfæren bidrar til å spre tungmetaller. Konsentrasjonene av tungmetaller i jord i Norge viser derfor et mønster som klart peker mot en atmosfærisk tilførsel. Atmosfæren var også en viktig spredningsvei for radioaktive stoffer.

Prøvesprengningene med atomvåpen i Sovjet under den kalde krigen gjorde at langlivete kunstige radionukleider slik som Strontium 90 fremdeles befinner seg i norske jordsmonn. Tsjernobyl-katastrofen i 1986 førte dessuten til et betydelig nedfall av Cesium 137 som har skapt problemer for norsk jordbruk i alle år etter utslippet.

Jordbruksvirksomhet er forbundet med forurensningsproblemer. Jordbruket medfører betydelig risiko for tap av jord ved erosjon og plantenæringsstoffer ved utvasking. Begge deler fører til eutrofiering av vassdrag. Vi kjenner nå forholdsvis godt til hvilke faktorer som fører til erosjon og tap av plantenæringsstoffer. Bruk av plantevernmidler er imidlertid et område som det stadig knytter seg usikkerhet til. Det skyldes at en her har med giftige stoffer å gjøre som ikke bør komme på avveier. Mye forskning er utført, men det skjer en stadig utvikling av plantevernmidler. Dermed blir det et kontinuerlig behov for undersøkelser av de nye midlernes effektivitet, nedbrytbarhet, virkninger i økosystemene osv.

Sluttkommentar

Med alle de dramatiske medieoppslag om forurensningseffekter og med den store politiske interessen som har vært rundt forurensning og miljø i de senere ti-årene, kan en lett få et

inntrykk av at aldri har forurensningene på jorda vært så store som i dag. Og dette inntrykket er sikkert riktig i den forstand at de globale utslippene til luft og vann totalt sett neppe har vært større enn i vår tid. Dette skyldes i første rekke den veldige rikdom som preger den vestlige verden med produksjon av all verdens nyttige og unyttige gjenstander og dessuten den bortimot ukontrollerbare befolkningsveksten på jorda. De svære lokale forurensningene som en hadde i tidligere tider er imidlertid i stor grad blitt fjernet - i det minste i den vestlige verden. Den nye mer globale forurensningssituasjonen er preget av at større områder berøres, men samtidig har konsentrasjonene av mange typer av forurensninger blitt mye lavere. Dette representerer en stor utfordring for forskningen ved at det er blitt vesentlig vanskeligere å påvise mulige skadelige virkninger.

Hvor ble det av debatten om forsuring og skogdød?

Arne O. Stuanes

Institutt for jord- og vannfag, NLH

Når startet forsuringdiskusjonen?

Selve begrepet sur nedbør er ikke noe nytt, det ble innført så tidlig som i 1872 av engelskmannen Smith. I 1881 ble sotfarget snø på Sørlandet forklart med utslipp av forurensninger i Storbritannia. I perioden 1900 til 1920-30 ble laksebestanden betydelig redusert i Sørlandselvene. I samme periode ble det vist at også ørretbestandene hadde problemer. Disse problemene ble knyttet til surheten i vannet, men denne surheten ble ikke knyttet til surheten i nedbøren. Det gikk imidlertid ikke mange årene før denne surheten i vannet i et lite omfang ble prøvd kompensert ved tilførsel av kalk eller treaske. Behandlingen kunne være så lokal at treaske ble strødd over fiskegarnene etter at de var satt. På samme tid ble det også antydnet at nedbørens surhet måtte innvirke på vannet surhet. Allerede i 1959 pekte Dannevig ved forskningsstasjonen Flødevigen ved Arendal på ulike årsaker til surheten i vassdragene, men han utpekte «surheten i nedbøren og de stoffer som tilføres fra jordbunnen» som de viktigste. Utover i 1960-årene underbygget han denne sammenhengen mellom surheten i vassdragene og nedbørens og jordsmonnets egenskaper. Jordmonnets egenskaper ble tidlig regnet med som en forklarende faktor for vannkvaliteten, men en sentral plass fikk jordsmonnet først noe senere.

Nedbøren over Skandinavia hadde blitt surere

Det hadde blitt gjennomført målinger av nedbørkvaliteten over Skandinavia med tanke på å få et mål på hvor mye næringsstoffer som ble tilført. Disse målingene viste at nedbøren hadde blitt surere i måleperioden. Dette fikk den svenske jordbunnsforskeren Svante Odén til å skrive flere artikler om nedbørens forsuring og effekter på jord, skog, vann, fisk og bygninger. Odén trakk altså inn effekter på skog, en ressurs av betydelig økonomisk interesse både i Sverige og Norge. Han hevdet at skogtilveksten i Sverige hadde gått tilbake på tross av en forventet økning i tilvekst på grunn av økt nedfall av nitrogen. I tråd med dette hevdet de to norske botanikerne Dahl og Skre i 1971 at den sure nedbøren ville føre til en reduksjon i

skogen tilvekst i det sørlige Norge med opp til 1,5% per år. Dette forklarte de med en økt utvasking av kalsium på grunn av økt surhet i nedbøren. Dette alarmerende budskapet fikk stor politisk oppmerksomhet og førte til etableringen av et stort tverrfaglig forskningsprosjekt «Sur nedbørs virkning på skog og fisk» i Norge.

Hva er forsuring av jord og vann?

Før vi går videre med å se litt på resultater fra sur nedbørforskningen i Norge, vil det være på sin plass å si litt om hva som forårsaker forsuring av jord og vann.

Partiklene i jorda kan binde til seg ioner med positiv eller negativ ladning (ioner med positiv ladning kaller vi kationer som f.eks. kalsium, Ca^{2+} , og ioner med negativ ladning kaller vi anioner som f.eks. sulfat, SO_4^{2-}). I våre jordsmonn har jordpartiklene flere negative enn positive ladninger - jorda kan binde til seg flere kationer enn anioner. Surheten i jorda bestemmes av hvilke kationer som er bundet til jordpartiklene og mengdeforholdet mellom de ulike kationene. Det er først og fremst hydrogenioner (H^+) og aluminiumioner (Al^{3+}) som virker forsurende, mens ioner som magnesium (Mg^{2+}), kalsium (Ca^{2+}), natrium (Na^+) og kalium (K^+) motvirker forsuring. Disse siste kationer kaller vi basekationer. En jord som har bundet til seg bare kalsium-ioner er følgelig ikke sur, mens en som har bundet til seg bare hydrogenioner er sterkt sur. Den første jorda vil ha en høy basemetningsgrad (100%), mens den siste vil ha en lav basemetningsgrad (0%). Vanligvis finner vi verdier mellom disse ytterpunktene. Tar vi en jordprøve og slemmer den opp i vann vil noen av de hydrogenionene som er bundet til jordpartiklene gå ut i vannet. Mengden eller konsentrasjonen av hydrogenioner i vannet er et mål på jordas surhet, noe vi som regel uttrykker i pH. Aluminium virker også surt ved at det reagerer med vann og danner hydrogenioner. I jord har vi derfor to sentrale mål på surheten - pH og basemetningsgraden.

Ionene som er bundet til jordpartiklene kan byttes ut med andre ioner og følgelig kan jorda gjøres mindre eller mer sur, eller få en høyere eller lavere basemetningsgrad. Hydrogenioner i den sure nedbøren kan ta plassen til basekationer i jorda og gjøre den surere. Men på denne måten kan basekationer vaskes ut og komme ut i tilgrensende vassdrag. En annen mulighet er at jorda allerede inneholder så mye surtvirkende ioner at hydrogenionene fra nedbøren ikke greier å sparke de ut slik at hydrogenionene fra nedbøren kommer ut i vannet. Jorda blir ikke surere, men det blir vannet. Det er selvfølgelig alle overganger mellom disse reaksjonene, men

det illustrere hvor nært koplet det som skjer i jord og vann er. Jorda vil som regel motsette seg endringer ved å starte motreaksjoner. Dette gjør at jord-pH kan forandre seg svært lite selv om jorda utsettes for et stort forsuringspress utenfra. Vi sier at jorda bufferer. En viktig mekanisme for å motvirke forsuring er forvitring. Forvitring er en prosess hvor mineralmaterialet i jorda brytes ned ved å forbruke hydrogenioner og avgi basekationer.

Nå er det slik at kationer kan ikke vaskes ut fra jorda alene, de må være i balanse med en tilsvarende mengde anioner (det må være balanse mellom positive og negative ladninger). Som vi nevnte ovenfor er det få positive ladninger på jordpartiklene slik at relativt lite anioner kan bindes til jorda, men de kan holdes igjen ved at de tas opp av vegetasjonen. Et godt eksempel på et slikt anion er nitrat (NO_3^-). Et annet anion som finnes i den sure nedbøren og som vi regner som mobilt i våre jordsmonn er sulfat (SO_4^{2-}).

For å få utvasking må det også være overskudd av vann - nedbørmengden må være større enn det som plantene trenger og fordampningen slik at det blir en vannstrøm nedover i jorda. Dette kravet er oppfylt, med få unntak, i hele Norge. Det som kjennetegner områder med nedbøroverskudd er at jorda blir surere over tid uavhengig av om nedbøren er sur eller ikke. Her står vi ved et av de sentrale diskusjonstemaene, nemlig kvantifisering av forsuringen på grunn av naturlige prosesser i forhold til bidrag fra den sure nedbøren.

Effekter på jord og skog

Det ble tidlig i 1970-årene en diskusjon mellom forskere på vann og de på jord og skog om omfang av forsuring og effekter. Det var umulig ut fra en jord-vann-betraktning å forklare den store forsuringen vannforskerne hevdet hadde skjedd. Mye av grunnlaget for den debatten vi har hatt senere ble lagt i disse årene. Det var på dette tidspunkt relativt få som arbeidet med spørsmål knyttet til jord og skog, og debatten ble lite jevnbyrdig spesielt også på grunn av at mediene var på den ene siden. Jeg skal ikke komme noe mer inn på forsuring av vann, men bare fastslå at det er rimelig enighet om at vann og vassdrag i Sør-Norge har blitt forsuret av den sure nedbøren.

Effekten på jord og skog ble undersøkt i store feltforsøk hvor det ble tilført kunstig sur nedbør. Etter få år ble det målt en utvasking av basekationer som magnesium og kalsium fra de øverste deler av jordsmonnet noe som manifesterte seg i redusert basementningsgrad og lavere jord-pH der det ble tilført sterkt forsuret nedbør (pH lik eller mindre enn 3). Skogens

vekst kunne en ikke måle noen effekter på, men konklusjonen var likevel at det kunne bli en negativ utvikling på grunn av utvasking av plantenæringsstoffet magnesium som dermed kunne komme i manko. Imidlertid syntes miljøvernmyndighetene at det var «synd» at ikke skogforskerne kunne vise til klarere effekter. Forsøkene gikk videre og det ble vist at den sterke forsuringen også førte til redusert vekst (magnesiummangel et sted og muligens effekter av aluminium et annet sted).

Skogskader i Tyskland - effekter i Norge

I begynnelsen av 1980-årene kom det alarmerende meldinger fra Tyskland om omfattende skogskader av en annen type enn det som var observert tidligere. Dette forårsaket etablering av skogovervåkingsprogrammer i mange land. Ingen betvilte at det i deler av Europa var omfattende skogskader forårsaket av direkte effekter (gasser) av luftforurensninger, men det ble en intensivt debatt om hvorvidt skogskader forårsaket av indirekte effekter (forsuring, næringsmangel, aluminiumforgiftning) av luftforurensninger kunne oppstå i Norge. Noe som til tider gjorde debatten ekstra vanskelig var at rapporter fra Sverige meldte om store effekter selv om det er samme jordsmonn og skog på begge sider av grensen. Det eksperimentelle vi hadde å holde oss til var forsøkene med kunstig sur nedbør. De indikerte som nevnt tidligere at en mangel på magnesium kunne forventes over tid, men det var noe som ikke kom til å skje brått.

Diskusjonen blusset ytterligere opp etter at den svenske miljøjournalisten Bo Landin kom med sin bok «Om trær kunne gråte» (på svensk i 1986, på norsk i 1987). Der hevdet han at trærne kom til å dø i løpet av få år. Den norske utgaven har et forord skrevet av den daværende norske miljøvernminister. Landin ble støttet av en norsk botaniker som hevdet at Holmenkollrennene kom til å gå på grasmark i år 2000. Norske skog- og jordbunnsforskere kunne vanskelig følge de argumenter som ble brukt for å understøtte en slik utvikling. Miljøverndepartementet samlet i 1988 representanter fra alle de aktuelle fagmiljøene for å støtte en prosjektgruppe med å lage skogskade-scenarier. En av hovedkonklusjonene fra dette arbeidet var «Etter den kunnskapen vi har i dag, vil et ozon-nivå og en tilførsel av sure komponenter som nå, kunne gi merkbare skader på norsk skog i et 25-30 års perspektiv. Det økonomiske tapet av redusert tilvekst kan anslås til i størrelsesorden 1 milliard kr. pr. år. I tillegg kommer redusert verdi av skogen som miljøgode». Vi er nå 10 år inn i dette scenariet.

Det er brukt ulike tilnærminger for å kunne få et mål på den reduksjonen i basemetningsgrad og jord-pH som har funnet sted på grunn av sur nedbør. Hovedproblemet med alle disse undersøkelsene er å holde alle andre faktorer enn den sure nedbøren konstant. Det er rapportert fra dramatiske endringer til ingen endringer, men det kan gjøres innvendinger til alle disse undersøkelsene. Norske eksperimentelle forsøk hvor den naturlige forsuringen har blitt korrigert for, har vist at en reduksjon i jord-pH på 0,1 til 0,2 pH-enheter i de øvre centimeter av jordsmonnet kan ha blitt forårsaket av sur nedbør i løpet av 10 til 20 år.

Skogovervåkingsprogrammet som i Norge har målinger av skogens vekst og vitalitet siden 1985 konkludere med at det har vært en jevn, men liten, nedgang i skogen kronetetthet. Dette blir hovedsakelig tillagt klimatiske forhold, men en kan ikke se bort fra effekter av luftforurensninger selv om disse ikke lar seg kvantifisere. Det er imidlertid ingen brå og dramatiske endringer i sikte. Det er også grunn til å understreke at den norske barskogen er tilpasset et surt jordsmonn over lang tid. Vi må heller ikke glemme at det over tid har skjedd en økt tilvekst i de norske skoger, på samme måte som i deler av Europa.

Selv om det for hele overvåkingsmaterialet ikke er påvist effekter av luftforurensninger på jorda og videre til trærne, er det funnet noen slike sammenhenger når deler av overvåkingsmaterialet er blitt gruppert.

Nitrogen det nye spøkelset

De internasjonale forhandlingene har gitt som resultat at svovelmengden som tilføres med nedbøren er sterkt redusert. Dette har gitt målbare resultater i vann. Nitrogenforbindelsene lar seg ikke redusere på samme måte fordi de stammer fra mer diffuse utslipp. Det meste av nitrogenet som faller ned har hittil blitt forbrukt av vegetasjonen med unntak av det som kommer om vinteren. Det er i senere tid blitt en diskusjon om det kan akkumuleres så mye nitrogen at vegetasjonen ikke kan ta hånd om det i samme omfang som tidligere. Den største bekymringen ligger i at nitrat begynner å lekke ut i så store mengder at det øker utvasking av andre stoffer og dermed øker forsuringen. Det har imidlertid vært vanskelig å påvise slike økende tendenser. Det som er klart er at ulike økosystemer har ulikt nivå på nitratutvaskingen avhengig av jordsmonn og vegetasjon.

Økt nitrogentilførsel vil føre til økt vekst såfremt ingen andre faktorer er begrensende. En slik begrensende faktor kan bli magnesium som omtalt tidligere. Det er imidlertid fortsatt målt

positiv vekstrespons av nitrogengjødsling selv i områder med relativt mye luftforurensninger. En eventuell magnesiummangel kan også relativt lett kompenseres ved gjødsling på samme måte som det tidligere har vært tilført nitrogen.

Hvorfor har debatten stilnet ?

En til tider svært intensiv debatt er mer og mindre stilnet. Sett fra et forskerståsted kan det være en gunstig utvikling. Debatten har selvfølgelig bygd på faglig uenighet, men denne har nødvendigvis ikke vært så stor når diskusjonen har foregått i faglige fora. I mediene og når politikere, miljøforvaltningen og pressorganisasjoner har blandet seg inn har avstanden blitt betraktelig større, ja så stor at noen til og med har blitt framstilt som forsvarere av forurensninger.

Det er nok flere forhold som gjør at denne debatten eller rettere sagt disse debattene, ikke er på dagsordenen lengre. Et stadig rop om ulv uten at den finnes gjør muligens folk noe likeglade. Videre er på mange måter sur nedbørperioden mer og mindre er over, det er andre ting som står i fokus. Det gis begrenset med penger til videre sur nedbørforskning med unntak av til nitrogenforskning. Forhandlinger har ført til reduksjoner med positive effekter - noe er oppnådd. De involverte forskningsmiljøene er mer samstemte i sine oppfatninger, noe som også gjelder miljøforvaltningen.

Samfunnsmessig burde alle juble over at de verste spådommer ikke har gått i oppfyllelse.

Menneskets plass i nitrogenkretsløpet

Lars Bakken

Innledende sleivspark: Ubehaget ved å være så mange

Vi mennesker har hatt en enestående plass i biosfæren i mange tusen år, først og fremst på grunn av vårt blendende intellekt (!) som setter oss i stand til å erobre og underlegge oss alle organismegrupper og økosystemer. Jordbruket representerer historisk sett det mest dramatiske fremskrittet i så måte, i jordbruket gjøres kort prosess med bortimot samtlige naturlig forekommende høyerestående arter i de områdene som berøres, - til fordel for en tilnærmet monokultur av planter og tilhørende herbivore dyr som tjener menneskets formål. Et svært synlig resultat av en vellykket teknologiutvikling på dette området er at vi i dag uten store problemer synes i stand til å mette en dramatisk økende befolkning. Vi passerer for øyeblikket 5 milliarder, og vil etter stor sannsynlighet nå opp i det dobbelte før tilveksten kulminerer.

Effektiv jordbruksteknologi gjør det mulig å fø denne befolkningen med en marginal arbeidsinnsats i matvareproduserende sektor, - hvilket betyr at brorparten av alle mennesker kan bo i byer uten noen besværlig befatning med primærnæringer og natur. Et slikt perspektiv kan virke skremmende om man anser nærkontakt med natur som en forutsetning for å bli "gagns menneske", men for "naturen" der ute kan det kanskje være like bra at folk holder seg i byen. Det er tross alt bedre at asfalten slites enn at de få gjenlevende naturlige habitater skal ødelegges av ivrige naturelskere som driver alskens "matnyttige" aktiviteter som å plukke sopp og bær, fiske og jakte, hugge ved, samle mose, lav, sjeldne planter og uforglemmelige naturopplevelser. Det problematiske ved slike aktiviteter er ikke så synlig ennå her til lands, men man behøver ikke forlenge dagens trender særlig langt for å se hvor det bærer.

Ubehaget ved at vi blir så mange mennesker her på jorden vil utvilsomt tilta så lenge vi opprettholder en visjon om et harmonisk og kjærlig forhold mellom menneske og en "uberørt" natur. Kanskje bedre å lese Machiavelli med nye briller, og erkjenne at vi med- eller motvillig tross alt er blitt biosfærens herskere, og at det beste vi kan gjøre ut av situasjonen er å forfine vår herskertechnik slik at vi ikke selv går til grunne? I den videre teksten skal jeg befatte meg med et aspekt av nettopp dette: Hvor er vår plass i det globale nitrogenkretsløpet, og hvordan

kan vi sikre at vårt hittil så "nitrøse nærvær" på jorden kan forbedres uten at det reduserer vår livskvalitet?

Naturens nitrogenkrets løp, prehistorisk

Det globale nitrogenkrets løp var sannsynligvis i en slags balanse i førhistorisk tid; vi liker i hvert fall å tenke at det var det. Biologisk nitrogenfiksering var den dominerende "input" av biologisk reaktivt nitrogen til de fleste habitat, og ble regulert ut fra organismenes behov for nitrogen, som igjen avspeiler systemenes tilgang på andre mineralelementer for opprettholdelsen av primærproduksjon. Flyten av nitrogen mellom terrestriske og akvatiske systemer var marginal, - til og med i områder med høyt næringsinnhold fordi de fleste "klimax"-samfunn kjennetegnes ved svært liten næringslekkasje til omgivelsene.

Karakteristisk for nitrogenomsetning i slike systemer er at nitrifikasjonsaktiviteten er marginalisert, sammenliknet med mer "juvenile" stadier i et systems utvikling. Nitrifikasjon, dvs oksidasjon av ammoniakk til nitrat, skyldes en gruppe autotrofe bakterier som skaffer seg energi gjennom denne oksidasjonen (og fikserer CO₂ på samme måten som planter). Disse høyt spesialiserte organismene spiller en nøkkelrolle i det globale nitrogenkrets løpet.

Nitrifikasjon er en forutsetning for tilbakeføring av fiksert nitrogen til atmosfærisk molekylært nitrogen, gjennom denitrifikasjon. Denitrifikasjon er en prosess hvor oksiderte nitrogenforbindelser erstatter oksygen som terminal elektronakseptor (under anaerobe forhold), primært hos bakterier som utsettes for anaerobe (oksygenfrie) betingelser.

Nitrifikasjon er også en forutsetning for å "mobilisere" nitrogenet i terrestriske systemer, slik at det kan følge vannstrømmen og dermed transporteres til akvatiske systemer. På store havdyp finnes kolossale lagre av nitrat, sannsynligvis et resultat av naturlig forekommende nitrifikasjon både i terrestriske og akvatiske systemer gjennom mange hundre år. Forekomsten av slike "lagre" med tilsynelatende århundrelang omsetningstid illustrerer at det er problematisk å fastslå hvorvidt den globale N-syklus noen sinne har vært i likevekt i den betydning at tilbakeføring av nitrogen til atmosfærisk N₂ tilsvarer fiksering av nitrogen gjennom biologisk og kjemiske prosesser.

Den biologiske oksidasjon og reduksjon av nitrogenforbindelser har et viktig biprodukt; lystgass (N₂O). Alle systemer hvor det foregår oksidasjon og reduksjon av nitrogen "slipper

ut” en del lystgass til atmosfæren. Dette er den primære kilden til atmosfærens historiske innhold av lystgass, som opprinnelig var i underkant av 200 parts per billion (nanoliter per liter). Lystgass er en av flere gasser som bidrar til global oppvarming, fordi den effektivt absorberer langbølget stråling.

Man kan betrakte lystgass som et uunngåelig biprodukt ved tilbakeføringen av fiksert nitrogen til atmosfærisk N_2 . Men den relative mengden lystgass avhenger sterkt av betingelsene. I drenert jord er andelen lystgass normalt svært høy i forhold til sedimenter og våtmarker. Forsuring og annen forstyrrelse av systemer kan påvirke mengdeforholdet mellom N_2 og N_2O . Det er derfor ikke bare systemets totale N-omsetningsrater som bestemmer emisjonen av N_2O . Naturlig bakgrunnsemisjon av N_2O kan derfor ha variert over et stort intervall avhengig av klimatiske forhold.

Menneskets plass, det humane N-kretsløp

Herbivore og karnivore dyr representerer en viktig komponent i de fleste økosystemenes N-kretsløp, - de perturbasjoner som slike organismer bevirker stimulerer nitrifikasjon og dermed nitrogen-tap til omgivende systemer og tilbakeføring av nitrogen til atmosfærisk nitrogen. Som jeger og samler bidro mennesket på linje med andre organismer på samme trofiske nivå, men betydningen var tross alt ikke noe å skryte av. Med innføring av jordbruket begynte vi imidlertid virkelig å gjøre “vei i vellinga” bokstavelig talt. Svedjebruket representerer en periodisk tilbakeføring av systemer til juvenile stadier, med tilhørende kraftig nitrifikasjon og tap til omgivelsene. Åkerbruket innebærer at man holder det terrestriske systemet permanent på et juvenilt stadium, og det uunngåelige N-tapet til omgivelsene ble kompensert ved periodevis å dyrke vekster som fikserte atmosfærisk nitrogen via symbiose med bakterier (kløver, erter, bønner, vikke mfl.).

Menneskets inngrep i nitrogenkretsløpet antok nye dimensjoner med bruk av handelsgjødsel, hvor nitrogen ble fiksert kjemisk. Dette muliggjorde en “segregering” av planteproduksjon og dyreproduksjon,- i Norge ved at man på sørøstlandet fikk rene “korn-bruk” ble jordbruket i andre landsdeler preget av ensidig melk- og kjøtt-produksjon. Vekst i byer og tettsteder resulterte i at landbruksproduktene ble konsumert langt fra produksjonsstedet,- et

iøynefallende trekk ved det moderne samfunn som egentlig er langt mindre betydningsfullt enn mange later til å tro. Mer om dette senere.

En siste komponent i menneskets bidrag til det globale nitrogenkretsløpet er forbrenning av fossilt brensel. Forbrenningen resulterer i produksjon av oksiderte nitrogenforbindelser (NO_x), som slipper ut i atmosfæren. Dette resulterer i langtransporterte nitrogenforbindelser som før eller siden tilføres biosfæren ved våt- og tørr-avsetninger. Denne "overgjødningen" av alle systemer har etter hvert antatt dimensjoner som er på høyde med jordbrukssektorens samlede bidrag til nitrogenanrikningen av det globale miljø.

Resultatet er i dag at den "antropogene" nitrogenfikseringen gjennom gjødsel-produksjon, biologisk N-fiksering i jordbruket og NO_x-utslipp er på høyde med et prehistorisk nivå, dvs den totale nitrogenfiksering man antar foregikk før mennesket blandet seg i naturens gang for alvor. Og det er ingen grunn til å anta at dette antropogene bidraget vil avta i nær fremtid, i hvert fall ikke om verdens fattige skal få noen av sine drømmer oppfylt. Man kan med andre ord trygt slå fast at det at vi er i ferd med å bli "globale på nitrogen", mennesket er i sannhet i ferd med å endre det globale nitrogenkretsløp på en dramatisk måte.

Hvilke problemer?

Nitrogenanrikningen resulterer i en rekke velkjente forurensningsproblemer, så som ødelegging av drikkevannskvalitet, eutrofiering av åpent vann (primært marine systemer) og forsuring (skog). En sekundær effekt av N-anrikningen er den økende emisjon av lystgass (N₂O). Analyser av atmosfærens sammensetning gjennom historien (analyse av gassblærer i iskjerner fra de store isbreer, bl.a. på Grønland) viser at N₂O konsentrasjonen har økt dramatisk siden 1940-50, og det er liten tvil om at denne økningen skyldes menneskelig aktivitet, primært gjennom jordbruket. Det er gode grunner til å anta at denne økte emisjonen av N₂O som følge av N-anrikningen er kumulativ, fordi ethvert system som mottar økte tilførsler av antropogent nitrogen akkumulerer nitrogen i form av biomasse og dødt organisk materiale. Fordi disse lagene har lang halveringstid (fra dekadere til flere hundre år), vil det ta lang tid før systemet når tilnærmet likevekt (dvs at denitrifikasjonsraten nærmer seg tilførselsraten). Dette innebærer at "business as usual" vil føre til stadig økende emisjon av

N₂O til atmosfæren. Systemets treghet gjør også at en stans i N-tilførsel bare gradvis vil resultere i redusert emisjon av N₂O.

Problemene knyttet til vårt "nitrøse" nærvær på jorden er altså mange lokale/regionale og ett langsiktig globalt problem. Det globale, N₂O-akkumuleringen i atmosfæren, er bare en av mange bidrag til den menneskeskapte globale oppvarmingen. Akkumuleringen av N₂O bidrar også til ødeleggelsen av ozonlaget. Det synes å være liten tvil om at vårt nitrøse nærvær er et bidrag til forringelsen av livsgrunnlaget for lang tid fremover.

Hva kan vi gjøre?

En forutsetning for å kunne gjøre noe avgjørende med N₂O-emisjonen til atmosfæren er at vi reduserer den totale tilførsel av reaktivt N til biosfæren. En forutsetning for å oppnå dette er kunnskap om nitrogenstrømmene og mekanismene som resulterer i N-tap fra den humane N-syklus.

En undersøkelse av den humane N-syklus i det norske samfunnet (Bleken & Bakken AMBIO 26 (3): 134-14, Bleken & Bakken, In: Progress in Nitrogen Cycling Studies. Kluwer (Netherlands) pp 527-531.) synliggjør en del interessante trekk ved den humane N-syklus i et industrialisert samfunn med direkte implikasjoner for mulige og umulige tiltak mot N-anrikning av biosfæren. Det er ikke plass til å gå i detalj på dette punktet her, og jeg skal derfor nøye meg med noen hovedkonklusjoner:

Utslipet av NO_x fra forbrenning av fossilt brensel representerer 70 GgN pr år, hvilket er 70% av det totale forbruk av handelsgjødsel N i det norske jordbruket. Kystfarten og biltrafikk er viktige bidragsyttere til dette utslippet. Dette innebærer at N-forurensningen fra det norske samfunnet kunne reduseres betraktelig ved innføring av ny teknologi som reduserer NO_x utslippet fra forbrenningsmotorer.

Av alt det nitrogen vi benytter til matproduksjon ender bare ca 10% på matbordet. N-tilførsel til kloakken utgjør med andre ord bare 10% av den total N-flyten i matproduksjonen.

Kloakkslammet fra rensesanleggene utgjør maksimalt 1/5 av dette nitrogenet, med andre ord ikke mer enn 2% av nitrogenflyten i matproduksjonen. Tilbakeføringen av dette nitrogenet til jordbruket har med andre ord liten eller ingen betydning for systemets samlede N-utslipp.

Mye av nitrogentapet fra jordbruket kan knyttes til husdyrproduksjonen, dels på grunn av ammoniakk-tap (ca 25 Gg N pr år) og dels på grunn av nitratavrenning fra planteproduksjonen. Ammoniakk-tapet kan reduseres ved forholdsvis enkel teknologi (dette er allerede på vei), men det er grenser for hvor store reduksjoner man kan forvente i planteproduksjonen.

Erkjennelsen av at et betydelig N-tap på alle trofiske nivåer har to viktige implikasjoner. For første må resirkulering skje på et så høyt trofisk nivå som mulig. For det andre kan vi oppnå dramatiske endringer ved å endre kostholdet i vegetarisk retning.

Resirkulering på et høyest mulig trofisk nivå innebærer for det bør prioritere en bedre utnyttelse av matvarene ("kast ikke maten!"). Sekundært kan vi resirkulere vraket mat til dyrefor, mens det desidert dårligste alternativet er å kompostere vraket mat. Kompostering gir sikkert en god følelse av "å gjøre noe", men det har liten virkning.

Endring av kostholdet i vegetarisk retning behøver ikke bety noen kulinarisk katastrofe: Ved en 10% reduksjon i konsum av kjøtt og melke-produkter oppnår vi 3-4 ganger som det mest optimistiske estimatet av hvilken virkning det vil ha å kompostere 50% av alt matavfall.

Radioaktivt nedfall, konsekvenser for jordbruket

Line Diana Blytt

Kilder

Vi kan dele erfaringen Norge har med radioaktiv forurensning i to perioder. Erfaringene med prøvesprengingen av kjernefysiske våpen i 50-og 60 årene og ulykken i Tsjernobyl i 1986. De skiller seg fra hverandre, men har også store likheter siden nedfallet i stor grad besto av de samme radioaktive stoffene. Prøvesprengingen foregikk i atmosfæren, og nedfallet ble spredt over store geografiske områder over den nordlig halvkule. Nedbør vasket støv og partikler fra luften og med fulgte også de radioaktive forurensningene. Nedfallet etter prøvesprengingen rammet områder med mye nedbør, som Sør-Vestlandet og Vestlandet, og det er en klar gradient fra kysten og innover i landet. Et landsgjennomsnitt på 4-5 kBq/m² av radioaktivt cesium og strontium. Prøvesprengingen forårsaket et kontinuerlig nedfall av radioaktive forurensninger gjennom hele året, og det kom derfor som et kontinuerlig dryss på plantene også gjennom i vekstsesongen. Tsjernobyl-ulykken derimot, førte til et stort utslipp 26. april 1986 og et mindre i mai samme år. Disse utslippene fulgte vindretningen, hvor mesteparten ble ført nordover mot Sverige og Norge hvor de ble vasket ut med regnet. Norge var faktisk det landet etter Ukraina som fikk største nedfall av radioaktive stoffer med et landsgjennomsnitt på 11kBq/m². Tallet er misvisende fordi enkelte områder fikk over 10 ganger mer enn landsgjennomsnittet. I april/mai var jordbruksvekstene ennå bare små spirer og det ble liten direkte avsetning på plantene. Nedfallet fra Tsjernobyl var meget ujevnt fordelt mellom landsdelene, og det var i hovedsak enkelte fjellbygder og fjellområder i Sør-Norge, indre Trøndelag og Helgelandskysten som ble rammet. I disse områdene er 75-90% av jordbruksarealene eng og beite, og husdyrproduksjonene ble derfor spesielt utsatt.

Radioaktive stoffer

Konsekvensene av radioaktive forurensninger er avhengig av hvor stort nedfallet er, hvor raskt og hvor mye av de radioaktive stoffene som blir overført til ulike nivåer i næringskjeden.

Dette er avhengig av stoffenes fysiske, kjemiske egenskaper og de prosessene som påvirker disse. Enten det er kjernevåpen eller sivile kraftanlegg som er årsaken til utslippene, er det de samme radioaktive stoffene som skaper problemer. Enten det er plutonium eller uran som spaltes, så blir det produsert radioaktive stoffer som for eksempel jod, cesium og strontium. For landbruket vil nedfall i vekstsesongen være mye mer kritisk enn nedfall om vinteren.

Radioaktivt jod

Den kortlivete radioaktive jodet (halveringstid på 8 dager) var en viktig kilde til radioaktiv forurensing av ferskvarer som melk. Siden prøvesprengingen var kontinuerlig, var det stadig tilførsel av radioaktivt jod (^{131}I) i atmosfæren og i nedfallet. Kroppens opptak skiller ikke mellom stabilt jod og radioaktivt jod, hvor sistnevnte medfører økt risiko for kreft i skjoldbruskkjertelen. Ved et engangsutslipp har kortlivete radioaktive stoffer som jod mindre konsekvens for jordbruket. Siden det blir så fort borte fra systemet, kan mat som inneholder radioaktivt jod holdes tilbake fra markedet.

Radioaktivt strontium

Den mer langlivete radioaktive strontiumisotopen ^{90}Sr (halveringstid på 28 år) kan få store konsekvenser for jordbruket. Etter Tsjernobyl-ulykken var nedfallet i hovedsak radioaktivt cesium og bare 1 % av nedfallet var radioaktivt strontium. Det radioaktive strontiumet var bundet til de større partiklene som falt ned før den radioaktive «skyen» nådde Norge. Under prøvesprengingen var strontium en viktig radioaktiv kilde i melk, melkeprodukter og korn. Problemet med strontium er at den i stor grad følger de samme kjemiske og biologiske reaksjonene som kalsium. Radioaktivt strontium kan akkumuleres i kroppens benvev og forårsake økt risiko for blodkreft. Har strontium først blitt tatt opp i kroppen, skilles den meget langsomt ut igjen.

Radioaktivt cesium

Den radioaktive cesiumisotopen ^{137}Cs (halveringstid på 30,2 år) er den som har gitt Norge størst problemer. Både under prøvesprengingen og etter Tsjernobyl-ulykken var det påvist radioaktivt cesium i produkter som melk, melkeprodukter og kjøtt. Det var spesielt etter nedfallet fra Tsjernobyl at radioaktivt cesium førte til store konsekvenser, siden grenseverdiene for omsetning av kjøtt fra reinsdyr og sau ble overskredet for store produksjonsområder. Cesium akkumuleres ikke i bestemte organer i kroppen og skilles ut av

kroppen relativt raskt. Derfor er det mulig å ha dyra på nedforing på «rent» for noen uker før slakting, slik at nivået kommer under grenseverdien for omsetning.

Radioøkologi

Studier av hvordan radioaktive stoffer blir tatt opp og omsatt i miljøet kalles radioøkologi. Radioaktive stoffer avsatt på vegetasjon og på jordoverflaten kan transporteres med nedbør nedover i jorden, vaskes ut ved avrenning til vassdrag, forflyttes med vinden eller overføres igjen til planter, direkte på blader eller gjennom planterøttene. Det er forskjeller mellom plantearters evne til å ta opp radioaktive stoffer. Sopp har vist seg å ta opp mer radioaktivt cesium enn planter. Innhold i fisk, pattedyr, insekter og fugler skjer via den næringen de tar til seg, og siden de har forskjellig diett, vil også konsentrasjonene av radioaktive stoffer variere mye. Det er når dette puslespillet, som kalles radioøkologi, er satt i sammen, at man kan vite hvor man best skal sette inn tiltak for å hindre at radioaktive stoffer kommer i den maten vi spiser. Det er ønskelig å bestemme varigheten av problemene nedfallet har skapt for landbruket. I beredskapsammenheng ønsker man nøkkelparametre for å kunne skille ut områder som kan komme til å ha et høyt opptak av radioaktive stoffer i næringskjeden og hvilke områder som vil ha et lavt opptak.

Tsjernobyl-nedfallet

Tsjernobyl-ulykken viste at Norge ikke var forberedt på de konsekvensene et radioaktivt nedfall kan innebære. Informasjonssvikt fra myndighetene, motsigelser om helseeffekter fra forskere og mangel på beredskapsplan for å iverksette tiltak innen landbruksnæringen preget situasjonen de første årene. Det var i svenske undersøkelser at man fant informasjon om hvordan man best kunne redusere opptaket av radioaktivt nedfall i plantematerialet. Mesteparten av denne forskningen var gjort på dyrket mark hvor tiltak som ekstra gjødsling og dyp pløying kan gi stor effekt på å redusere opptak av radioaktivitet til planter. Disse tiltakene kunne ikke iverksettes på fjellbeite i Jotunheimen, eller i skogene i indre Trøndelag. Konsekvensene av et radioaktivt nedfall viste seg å bli store for Norge fordi vi bruker våre naturressurser i utmark til produksjonen av kjøtt og melk. Utmark er preget av jordsmonn med mye organisk materiale noe som fremmer høyt opptak i vegetasjonen. Det er spesielt høye konsentrasjoner av cesium i sopp, og dyr på beite spiser mye sopp når de finner det. Etter soppåret i 1988 ble det klart at nedfallet fra Tsjernobyl kommer til å prege næringen i mange år fremover. Kjøtt og melk ble kassert. Det var lite tilfredsstillende for bonden å produsere

mat for at det til høsten skulle kasseres. Landbruket måtte finne løsninger på sine nye problemer. Norges landbruksvitenskapelig forskningsråd, nå Norges forskningsråd, bevilget penger for å finne svar og løsninger på konsekvensene av Tsjernobyl-nedfallet. Det ble plutselig et behov for kunnskap og kompetanse innen radioøkologi, og i løpet av få år var flere forskere innen mange disipliner kommet på banen for å møte de nye utfordringene. Innen husdyrnæringen var det vesentlig å få til en effektiv og pålitelig metode til å måle konsentrasjonen av radioaktivt cesium i dyret før de ble slaktet. På denne måten kunne man plukke ut de dyra som måtte nedføres før de ble sendt til slakteriet. Det viktigste og mest effektive tiltaket for å senke konsentrasjonen av radioaktivt cesium i kjøttet var å gi dyra berlinerblått via vomtabletter, i saltslikkesteiner og eller i kraftfôr. Berlinerblått er et stoff som binder cesium og det hindrer radioaktivt cesium i å bli tatt opp i dyret når de har spist mye av for eksempel sopp.

Radioaktivitet i jord

Forskning innen binding i jord og opptak av radioaktivitet i planter er de områdene hvor Institutt for jord-og vannfag kan bidra med sin kompetanse. Det er jordsmonnets egenskaper som styrer vekselvirkningen mellom de radioaktive stoffene i jordvæsken, de som er bundet til jordpartiklene og de som tas opp i plantene. Samspillet mellom jord og planter er styrt av prosesser som er studert i lang tid ved dette instituttet. Jordas egenskaper når det gjelder opphavsmateriale, mengden av organisk materiale, surhet og innholdet av plantenæringsstoffer er med på å bestemme utfallet av dette samspillet. De radioaktive stoffene cesium og strontium oppfører seg nesten på samme måte som henholdsvis kalium og kalsium som er vanlige plantenæringsstoffer. Mange av de jordkjemiske egenskapene og opptaksmekanismer hos planter er like for henholdsvis kalium og cesium og kalsium og strontium. Noe kunnskap kan overføres, men forskjellene må avdekkes for å forstå hele bildet. Egenskapene til det øverste jordlaget for binding av cesium er vesentlig knyttet til innholdet av leirmineraler i jorda. Er det mye leire vil cesium bindes meget sterkt til jorda, og lite vil bli tatt opp av planter og sopp. Er det derimot lite leire og mye organisk materiale slik det er tilfelle på myr og ofte på beite, vil jorda binde cesium svakere, og planteopptaket blir høyere. Dette henger også sammen med dårlig kaliumtilgang og lav næringsstatus. Det er vist at overføring av radioaktivt cesium til vegetasjon som vokser på myr kan være 10 ganger større enn på mineraljord. Man kan hindre cesiumopptaket i plantene ved at man gjødsler sterkt med kalium, og det har vist seg at opptaket har blitt redusert med opptil 70 %.

I et forsøksområde for radioøkologi i Griningsdalen i Jotunheimen var nedfallet av radioaktivt cesium ca 40 kBq/m². Lite radioaktivt cesium har forsvunnet fra de områdene de ble avsatt. Fremdeles er mesteparten av det radioaktive cesiumnedfallet i det øverste jordlaget hvor 90% av det som er i jorden er i de øverste fem cm, men det er kun få prosent av nedfallet man kaller mobilt. Hvis man ser på bjørkeskogen i området som en enhet, er av det totale radioaktive cesiumnedfallet fra Tsjernobyl 97,3% bundet i jorden, 2,4% er bundet i skogens stående biomasse som greiner og stammer, mens kun 0,3 % er i den biomassen som dør hvert år, for eksempel gress, løv og urter. Udyrket jord er ofte dekket av omdannede planterester, og som sagt så bindes cesium svært dårlig til organisk materiale. På grunn av aktivitet av insekter og mark blandes det noe mineralmaterialet inn i disse restene, og det er faktisk ikke så mye mineralmateriale som skal til for at radioaktivt cesium blir bundet. Men, hvor fast er det bundet? Definisjonen på mobilitet og plantetilgjengelighet er ofte bestemt av kjemiske ekstraksjonsmetoder, men det er ofte svært dårlig overensstemmelse mellom disse metodene og hva faktisk plantene og soppen tar opp. Organisk materiale ser ut til å forandre egenskapene til mineralmaterialet og derigjennom gjøre radioaktivt cesium mer tilgjengelig for planter. Det ble nødvendig å tilnærme seg problemstillingene på en ny måte for å finne ut av de mekanismer som styrer binding av cesium i jord. Kall det gjerne grunnforskning, men innen dette feltet er det nødvendig med detaljer for å kunne gi svar på spørsmålene om hvor vi lenge vil ha problemer med radioaktivitet i våre landbruksprodukter.

Framtiden

Det er to trinn ved forskningen innen radioøkologi som ved all annen forskning. Det første trinnet er å få forståelsen for hvilke prosesser og mekanismer som bestemmer opptaket i plantene, dyra eller fisken. Det neste trinnet er å bruke kunnskapen til er å finne effektive tiltak som kan redusere opptaket. Det er først når man vet hvordan systemet fungerer at man kan, hvis det er økonomi og betingelser tilstede, sette iverk tiltakene. I forbindelse med Tsjernobyl-nedfallet var den mest kostnadseffektive løsningen å gi husdyra berlinerblått mens de gikk på forurenset beite og å nedføre sauen før slaktning hvis konsentrasjonen likevel var for høy. Når det gjaldt reinsdyrnæringa ble slaktetidspunktet flyttet tidligere på høsten for å gå klar av det radioaktive vinterfåret, lav. Varigheten av Tsjernobyl-nedfallet er avhengig av radioaktivitets-nivået i vegetasjonen de beiter. Er det mye sopp om høsten vil nivået bli like høyt i kjøtt og melk som i 1988 hvor 360 tusen sauer måtte nedføres. For sammenlikning var det i 1995, som ikke var et soppår «bare» 35 tusen sauer. Nedgangen i radioaktivitet i sopp er

ikke påvist slik som i gress. Forskning innen jordbruket er ikke bare definert til åker og eng. Det norske jordbruket er også avhengig av fjellet, utmark i skog og lisider, og vi må klare å forvalte også disse ressursene i fremtiden. Tsjernobyl-ulykken viste at Norge er sårbar for radioaktiv forurensing fordi vi produserer mat der det er vanskelig å iverksette tiltak. Vi er sårbare fordi Norge ligger nær et land med dårlig vedlikeholdet og gamle kjernekraftinstallasjoner. Vi har et jordsmonn som binder radioaktivt cesium dårlig hvor vi produserer det meste av reinsdyr, sauekjøttet og en god del melkeprodukter. Ved et nytt nedfall av radioaktivt cesium har vi i dag effektive tiltak som relativt lett kan iverksettes og som vi vet fungerer innen gitte betingelser. Når det gjelder planteopptak viser erfaringene fra Tsjernobyl-ulykken at man får raskt kontroll på planteopptaket av radioaktivt cesium på dyrket mark, bortsett fra på myrjord. På udyrket mark vil det være en rask nedgang i planteopptaket de første 2 til 3 årene, men at det når et stabilt nivå etter dette. Når det gjelder sopp vil det være et relativt stabilt høyt konsentrasjonsnivå av radiocesium som ikke ser ut til å avta i noe særlig grad etter et nedfall. Når det gjelder radioaktivt strontium, har vi ingen effektive tiltak når det gjelder husdyrnæringa. Innen planteproduksjon viser andre undersøkelser at strontium bindes godt i jord med mye organisk materiale og at strontium er mer mobilt i jord med mye mineralmateriale. Under norske forhold er opptak av radioaktivt strontium ikke undersøkt nærmere fordi det er så lite av det. Forhåpentligvis unngår vi ulykker med radioaktivt nedfall igjen, men klarer vi å ta vare på kompetansen vi har opparbeidet etter Tsjernobyl-ulykken er vi i hvert fall mer beredt hvis et nytt nedfall skulle komme.

Tungmetaller

Åsgeir Almås

Innledning

Naturen tilføres kunstig både næringsstoffer og giftstoffer via av vårt konsum og levevaner såvel som fra industri og landbruksaktivitet. Avhengig av kildene tilføres disse stoffene enten som gasser, i flytende form eller som faste partikler til jord, luft og vann. I disse tre formene tas stoffene også opp i planter mennesker eller dyr. Om disse stoffene utløser en giftreaksjon eller ikke, avhenger mye av de tilførte doser. For eksempel er sporelementene B, Mn, Cu, Zn, og Mo i jord uunnværlige næringsstoffer for plantene. Men overskrides konsentrasjonene av de enkelte sporelementene i jorda et kritisk nivå, virker de derimot som giftstoffer for plantene. I tillegg til disse sporstoffene har vi også Co og Se som ikke bare er næringsstoffer for plantene, men også for dyr og mennesker. Slik er det derimot ikke med f.eks. Cd, Hg og Pb. Disse siste tre elementene har ingen ernæringsfysiologiske funksjoner, men gir sannsynligvis ingen giftreaksjon (et "Non-Effect-Level") så lenge konsentrasjonene ikke overskrider et kritisk nivå. Ved overskridelse av bestemte grenseverdier i organismene, inntreder derimot skadereaksjoner for de enkelte elementene.

Hva er tungmetaller?

Det er flere definisjoner på begrepet tungmetaller. Tungmetallene er kationer (positivt ladde). Generelt kommer metallene i det periodiske system med atomnummer over 20, bortsett fra alkalimetallene og jordalkalimetallene, inn under begrepet tungmetaller. I en annen definisjon regnest metaller med densitet over 5g/cm^3 som tungmetaller, noen inkluderer også metalloide. Oftest konsentrerer diskusjonen seg om metaller som generelt opptrer som sporelementer, altså i svært lave konsentrasjoner, i organisk og uorganisk materiale. På bakgrunn av fysikalsk-kjemiske kriterier, deles tungmetallene grovt inn i tre grupper, gruppe A (harde), B (myke), og en overgangsgruppe mellom gruppe A og B. Det er flere kriterier som skiller gruppene, og et interessant kriterium er metallenes bindingspreferanser. Gruppe A er metaller som bl.a. foretrekker oksygen som bindingssted, og gruppe B er metaller som hovedsakelig bindes til nitrogen og/eller svovel.

Hvorfor er temaet tungmetaller interessant?

Næringsstoffer og giftstoffer

Tungmetaller opptrer i større eller mindre grad som giftstoffer og/eller næringsstoffer i økosystemet. Alle makronæringsstoffene (stoffer det er stort behov for, som f.eks. K^+ , Na^+ , Mg^{2+} og Ca^{2+}) tilhører gruppe A, og mikronæringsstoffene (stoffer som er nødvendig for normal fysiologisk aktivitet, men som bare kreves i lave konsentrasjoner som f.eks. Fe^{2+3+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Mn^{2+} , m.fl.) finnes i overgangsgruppen, mens de fleste av de biologisk giftige (ikke essensielle) metallene er klassifisert som B metaller (Cd^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} , Tl^+ m.fl.). De biologisk nyttige metallene har blant annet sentrale roller i enzymstyrte reaksjoner (kofaktorer) og er derfor essensielle i de aller fleste biologiske reaksjoner. I tillegg inngår tungmetaller i flere viktige organiske strukturer som bl.a. enzymer, DNA, RNA og klorofyll. Overskrider konsentrasjonene av disse metallene et gitt nivå, endres de fra å være essensielle til å opptre som giftstoffer. Etter grupperingen regnes metallene i gruppe B for å være mer giftig enn metallene i overgangsgruppen som igjen regnes for å være mer giftig enn metallene i gruppe A. Gruppe B metallene er de metallene som mest effektivt bindes til svovel-hydrogen (SH) grupper og til nitrogen sentere. Dermed blokkerer disse metallene også mest effektivt livsviktige reaksjoner i og på organiske strukturer.

Lave konsentrasjoner men akkumulerende egenskaper

En del tungmetaller (som f.eks., Cd, Pb, Hg m.fl) har vært vanskelig å bestemme analytisk fordi de ofte i jord og særlig i vann opptrer i så lave konsentrasjoner at analysedataene har vært befengt med stor usikkerhet. Heldigvis har det skjedd store forbedringer innen det analytiske utstyret (grafittovn, ICP-MS, moderne potensiometriske instrumenter), og etter hvert som vi får tilgang på dette utstyret, er det mulig å gå løs på typer studier av tungmetaller i jord og vann som tidligere ikke var mulig. Avhengig av hvilke metaller det er snakk om, kan biologisk materiale som nevnt tåle lave metallkonsentrasjoner uten å vise tydelige tegn på unormale livsfunksjoner. Siden tungmetallene med tiden akkumuleres i jord og oppover i næringskjeden, er det er reell fare at et miljø som stadig eksponeres for eller tilføres tungmetaller over tid når et nivå der livsformenebiota ikke kan opprettholde normale livsfunksjoner. For å unngå en slik tilstand er det derfor viktig å kjenne kjemien og transportveiene til tungmetallene i de miljøene vi er interessert i, før tålegrensene er nådd. Metaller som Zn, Cu, Mn, Mo, Fe, Cd, Pb, Ni, Hb m.fl har lenge vært viktige i landbruks- og

miljøforskningen, men hva med et element som f.eks, thallium (Tl)? Dette er like giftig som Hg, men har til nå langt fra blitt så gjennomstudert som mange av de andre metallene. Av flere grunner er det derfor selvsagt et mål å forsøke å holde konsentrasjonene av alle miljøgifter lavest mulig, det gjelder også tungmetaller. Ikke minst fordi det fortsatt er vanskelig å si noe om langtidseffektene av en kontinuerlig eksponering av biologisk materiale for både godt studerte og til dels lite studerte tungmetaller

Hva er så kildene til disse tungmetallene?

De to viktigste kildene til akkumulasjon av tungmetaller i jord-plantesystemet er antropogene (menneskelagde) kilder og forvitring av mineralmateriale. Omlag 100 ganger mer bly (Pb) kan tilføres økosystemet fra antropogene kilder enn fra naturlige prosesser. Av tungmetallene er det Mn, Ni og Cr som oftest er tilstede i høyest konsentrasjoner i jord, uten at de dermed forårsaker de største giftvirkningene. Ofte er tilførselen av uorganisk og organiske gjødsel samt kloakkslam de viktigste tungmetallkildene til dyrket mark, og i mange land er denne tilførselen regulert for å kontrollere nivået av tungmetaller i jorda.

Tabell 1. Nederlandske ABC- verdier for forurensning av jord og grunnvann.

A = referanseverdi* for uforurenset jord/grunnvann

B = Grenseverdi for nærmere undersøkelse

C = grenseverdi for tiltak

Metaller		Jord (mg/kg tørrvekt)			Grunnvann (mg/l)		
		A	B	C	A	B	C
Krom	Cr	100	250	800	1	50	200
Kobolt	Co	20	50	300	20	50	200
Nikkel	Ni	35	100	500	150	50	200
Kobber	Cu	36	100	500	15	50	200
Sink	Zn	140	500	3000	150	200	800
Arsen	As	29	30	50	10	30	100
Molybden	Mo	10	40	200	5	20	100
Kadmium	Cd	0,8	5	20	1,5	2,5	10
Tinn	Sn	20	50	300	10	30	150
Barium	Ba	200	400	2000	50	100	500
Kvikksølv	Hg	0,3	2	10	0,05	0,5	2
Bly	Pb	85	150	600	15	50	200

*Referanseverdi er avhengig av jordtype, verdi gjelder for standard jord med 10% organisk materiale og 25% leir.

Berggrunnen

I berggrunnen finnes de fleste av disse tungmetallene naturlig, og de kan ved langsomme forvitningsprosesser tilføres den biologisk aktive delen av jordsmonnet. Tabellen nedenfor viser bakgrunnsnivåer for slike metaller i flere berggrunnstyper. I Østlandsområdet er jord dannet av alunskifer svært rik på de aller fleste tungmetaller. Generelt er gneisser, granitter og sparagmitter fattigere på tungmetaller enn alunskiferer, fylitter, amfibolitter, gabbroer og grønsteinsbergarter. Dette forklarer delvis de lave konsentrasjonene av Ni, Zn, Cu, Cr i Agder og Rogaland enn deler av Østlandet og Trøndelag. Av dette følger det naturlig at elveavsetninger (sandjord) også er fattigere på tungmetaller enn havavsetninger (særlig leire).

Tabell 2. Gjennomsnittsverdier av tungmetaller i mg/kg i norsk jord og i noen bergarter

	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>Hg</i>	<i>Zn</i>
<i>i norsk jord</i>	0,2	19	27	21	24	–	0,05	64
<i>variasjon</i>	0,02- 0,68	3.3-74	2.9- 127	1.7- 138	6.1-60	0,76- 7,4	0,004- 0,15	15-157
<i>Kontinental overflaten</i>	0,10	35	80	45	15	3,5	0,020	70
<i>Basalt/ Gabbro</i>	0,10	90	170	130	4	1,5	0,02	100
<i>Gneis/ Glimmer</i>	0,10	25	75	25	16	4,3	0,02	65
<i>Granitt</i>	0,09	13	12	7	32	1,5	0,03	50
<i>Leirskifer</i>	0,13	45	90	70	22	10	0,45	95
<i>Sandstein</i>	0,05	5	35	2	7	1	0,03	15
<i>Kalkstein</i>	0,16	4	11	15	5	2,5	0,03	25

Antropogent

Langvarig bruk av mineral og husdyrgjødsel har ført til akkumulering av tungmetaller i norsk jord. Slik langvarig bruk av fosfatgjødning kan føre til en opphopning av Cd i jord, men effekten er svært begrenset, og det har vært vanskelig å påvise at dette har ført til høyere opptak av Cd i planter dyrket på jord gjødslet med mineralgjødning sammenlignet med nydyrket mark. Det er fosfatkilden til mineralgjødning som har bestemt graden av “tungmetallurenheter” i denne gjødslingen. Siden det i de senere år har vært et mål å redusere bidraget av tungmetaller til dyrket mark gjennom slik gjødning, inneholder også moderne mineralgjødning svært lite tungmetaller. Viktigere for tungmetallbalansen er mengde og kvalitet på kloakkslam som tilføres jord. Kloakkslam i Norden er betydelig “renere” med hensyn på tungmetallkonsentrasjonene enn andre steder i verden. Det er utarbeidet retningslinjer for bruk av kloakkslam på dyrket mark i Norge, som er svært strenge, mye strengere enn f.eks i USA. En oversikt over bruk av kloakkslam i ulike land kan finnes i SFT

rapport 95:19. Uten å gå for detaljert inn på hvor mye de enkelte land tillater, inndeles noen av landene på følgende måte:

1. de mest restriktive landene: Norge, Sverige, Danmark, Finland og Nederland
2. de middels restriktive landene: Tyskland, Frankrike og Irland; og
3. de minst restriktive landene: Spania, Storbritannia og USA

I tillegg er det mange land som ikke har noen regler på området!

I Norge har langtransportert forurensning også (atmosfærisk deponisjon) bidratt til økte tungmetallkonsentrasjoner av jorda, særlig i Sør-Norge. Årlig økning av tungmetaller på landbruksjord har vært liten, bare omlag 1%. Over tid kan denne økningen likevel være betydningsfull. Mesteparten av de luftbårne tungmetallene er biologisk tilgjengelige, mens det bare er en liten del av metallene i mineralmaterialet som er det. Undersøkelser fra grenseområdene mellom Norge og Russland har også vist tegn som tyder på forurensning av norsk jord og vegetasjon på grunn av stor industriell virksomhet på Kola. Den videre skjebnen til disse metallforbindelsene i jord-plantesystemet bestemmes av jordtype og de virksomme faktorene i jorda.

I tabell 3 er det gjengitt anslag av årlig utslipp av tungmetaller som berører norsk natur. Tallene er basert på innsamlet data som Statens forurensningstilsyn har publisert i "Datarapport for miljøgifter i Norge," (SFT-rapport nr. 93:23).

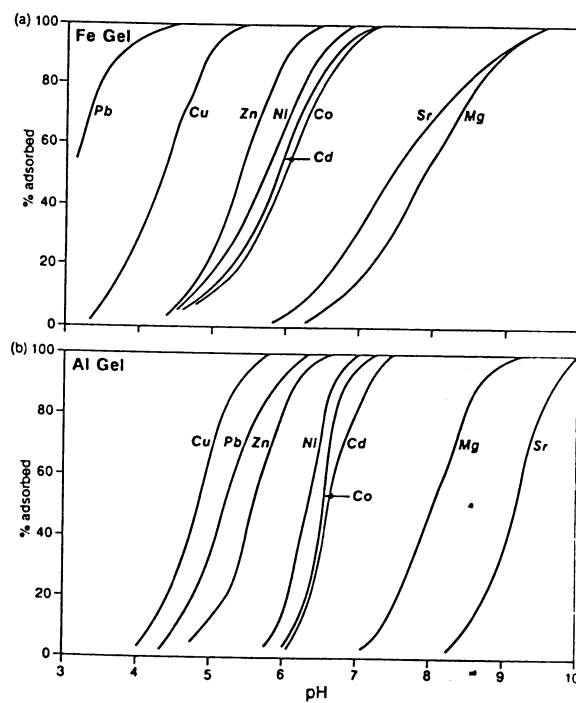
Tabell 3. Oversikter over miljøgifter i Norge som viser, estimert, årlig utslipp til jord av blant annet Cd, Cu, Cr, Ni, Pb og Zn, (SFT-rapport nr. 93:23).

	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
	<i>Tonn/ år</i>					
<i>Kunstgjødsel 1985</i>	1,5	-	-	2	-	-
<i>Kunstgjødsel 1992</i>	0,2	-	-	1	-	-
<i>Kloakkslam 1985</i>	< 0,4	24	-	1,4	-	-
<i>Kloakkslam 1992</i>	< 0,4	27	-	1,4	-	-
<i>Avfallsprodukter 1985</i>	-	101	-	-	-	-
<i>Avfallsprodukter 1992</i>	-	93	-	-	-	-
<i>Fra industri 1985</i>	-	7	9	-	1,3	-
<i>Fra industri 1992</i>	-	9	8	-	5,5	-
<i>Langtransportert til Norge</i>	3	≤ 20	< 5	< 20	200	400
		(1990)	(1990)	(1990)	(1990)	(1990)

Hvordan påvirker faktorene i jorda tungmetallenes skjebne i jord-plantesystemet?

Viktige faktorer i jord er pH, mineralmateriale (f.eks. leire og oksider) jordpartikkelens evne til å binde kationer (kationbyttekapasitet) og organisk materiale. Den viktigste faktoren i jord som påvirker mobiliteten til tungmetallene er pH. Mange forskningsresultater har vist hvilken sentral rolle jords pH har på løsligheten av tungmetaller. Generelt kan det sies at ved lavere pH verdier øker løsligheten, mens etter hvert som pH stiger, synker de enkelte metallenes løslighet ganske raskt ved et gitt pH- område. Et godt eksempel på dette vises i figuren på neste side, der adsorpsjonen av flere metaller til jern (Fe) og aluminium (Al) er vist som en funksjon av pH. Leirminerale og oksider av jern og aluminium er viktige adsorbenter for tungmetaller i jord. Det samme er organisk materiale. Organisk materiale er en samlebetegnelse som kan forvirre like mye som det forklarer. Det er et begrep som beskriver alt materiale (denne gang i jord) som er av organisk opprinnelse. Organisk materiale består av så mye at det er ikke tilfredsstillende å slå seg til ro med det når adsorpsjon og mobilitet av komplekser mellom organisk material og tungmetaller studeres. Derfor prøver man å skille

mellom opprinnelse, hvor mye det er brutt ned, størrelsen av de organiske molekylene og hvilke organiske syrer de organiske molekylene består av. Tungmetaller bindes i ulik grad til organisk materiale, og i hovedsak hemmer denne effekten opptak av tungmetaller i planter. Er de metallorganiske kompleksene derimot svært små, er det mulig at effekten blir helt motsatt. Det er fordi små organiske molekyler dermed kan holde tungmetallene ute i jordvæsken og lette transporten av metallene til planterøtter. Det er også mulig at dette forholdet kan øke den vertikale transporten av metallene nedover i jordprofilen til grunnvann. Dette er "nye" problemstillinger som vi arbeider med for tiden og som kan vise seg å være viktigere enn tidligere antatt.



Figur Adsorpsjon av metaller til jern og aluminium som funksjon av pH

Kjemiske plantevernmidler/organiske miljøgifter i jord og vann

Gunnhild Riise

Plantevernmidler anvendes primært for å bekjempe, kontrollere eller eliminere skadelige insekter, ugras, sopp o.l. som bidrar til betydelige avlingstap. Tidligere bestod kjemiske plantevernmidler av et relativt lite antall uorganiske forbindelser (kobber og arsen) samt naturlige forekommende insektsmidler som f.eks. rotenon. Syntetiseringen av organiske plantevernmidler fikk først fart på seg under 2. verdenskrig med oppdagelsen av det syntetiske organiske plantevernmidlet DDT. Dette ble sett på som et ideelt insektmiddel ved at det var giftig for en rekke skadeinsekter, lite giftig for pattedyr, vanskelig å bryte ned og rimelig i produksjon. Synet på bruken av DDT og andre klororganiske forbindelser endret seg imidlertid på slutten av 1950- tallet og i begynnelsen av 1960- tallet. Dette hadde sammenheng med at flere insekter utviklet resistens mot DDT. Videre bidro DDT til en nedgang i bestanden av rovfugl (vandrefalk, fiskern, havrrn), og DDT og dets nedbrytningsprodukter ble oppkonsentrert i organismer og opp igjennom næringskjeden. Syntetiseringen av andre organiske plantevernmidler som er ansett som mindre miljøskadelige har derfor overtatt for DDT i den vestlige del av verden.

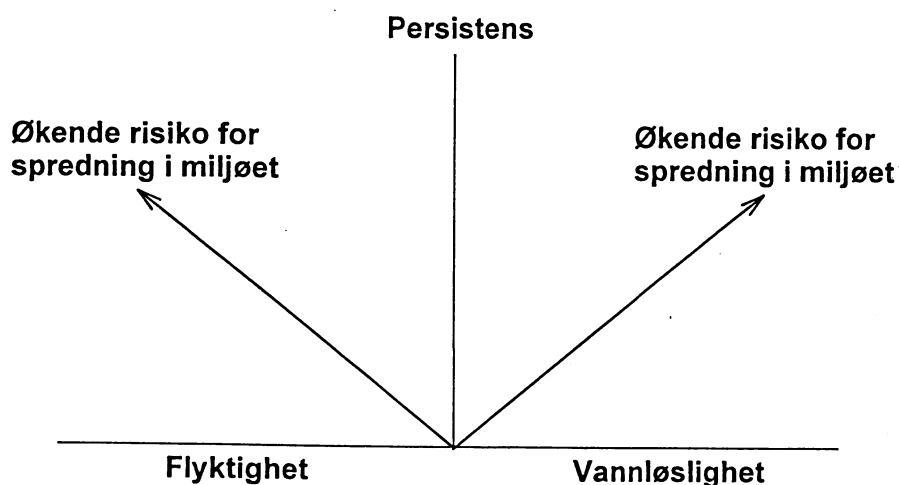
I Norge er plantevernmiddellovgivningen underlagt Landbruksdepartementet med Statens landbrukstilsyn som forvaltningsorgan (Landbrukstilsynet). Plantevernmidler godkjennes for en periode på maksimalt 5 år i Norge. Godkjenningen er basert på en helhetsvurdering, hvor helse- og miljørisiko vurderes opp i mot den agronomiske nytteverdien av plantevernmidlene. Det er pr. 1 januar 1996 godkjent 190 preparater i Norge. Dette inkluderer 120 ulike virksomme stoffer som inngår enkeltvis eller i blanding i preparatene. Totalt ble det omsatt 706,3 tonn virksomt stoff i 1996 mot 930,8 tonn i 1995. Ut i fra antall kg virksomt stoff som er omsatt i Norge i 1996 topper ugrasmidlene statistikken med 71%, etterfulgt av soppmidlene med 20 %, andre midler med 8 % mens skadedyrmidlene utgjør 2%.

Primært ønsker man å anvende plantevernmidler som i størst mulig grad selektivt rammer den skadelige målorganismen. Imidlertid vil bruk av plantevernmidler alltid medføre en viss risiko for spredning av plantevernmiddelrester til utilsiktede steder i miljøet. Undersøkelser viser at det skjer en avrenning av plantevernmidler til bekker, elver og grunnvann i jordbruksområder

i Norge. Andre aktuelle områder hvor det kan skje en avrenning av plantevernmidler er sprøytete veikanter, jernbanespor, golfbaner og industriarealer som skal brakklegges for ugras. Spredningsmønsteret til plantevernmidlene er i første rekke avhengig av egenskaper ved plantevernmidlene og jorda som er sprøytet. Videre har også driftsformer, klimatiske og hydrologiske forhold i området stor betydning for spredningen av plantevernmidlene.

Plantevernmidler med høy flyktighet eller vannløslighet er mobile, og vil lett kunne spres via luft eller vann. Vannløslighet varierer med polariteten til plantevernmidlene. Ofte brukes en såkalt oktanol:vann fordelingskoeffisient (K_{ow} koeffisient) til å rangere plantevernmidlene etter polaritet. Forbindelser med en høy K_{ow} koeffisient er upolare og mer løselige i oktanol enn vann. Disse forbindelser er fettløslige (hydrofobe) og vil presses ut av vannfasen i motsetning til forbindelser med en lav K_{ow} koeffisient som er vannløslige (hydrofile) og har liten evne til å anrikes i oktanol. Plantevernmidler med en høy K_{ow} koeffisient har tendens til å oppkonsentreres i biologiske organismer, og vi sier gjerne at de har en høy biokonsentreringsfaktor. I tillegg til egenskaper som flyktighet og vannløslighet er spredningen av organiske miljøgifter også avhengig av nedbrytningshastigheten til forbindelsen (persistensen). Selv om plantevernmidlene ut i fra egenskaper som flyktighet og vannløslighet er klassifisert som lite mobile, kan vi allikevel ha en utstrakt spredning av plantevernmidler som er persistente (vanskelig å bryte ned). For å redusere faren for spredning i miljøet er det derfor mest gunstig å anvende forbindelser som er lite persistente og lite mobile (se Fig. 1).

Spredning av organiske miljøgifter



Figur 1. Spredningen av organiske miljøgifter er avhengig av flyktighet, vannløslighet og persisitens.

Jordas innhold av naturlig organisk materiale (NOM) er en av de viktigste egenskapene ved jorda med hensyn til binding av plantevernmidler. Utvikling av et topplag med et høyt innhold av organisk materiale er derfor gunstig for å forhindre utvasking av plantevernmidler. Nedbrytning av plantevernmidler som har trengt ned til dypere sjikt i jorda går gjerne saktere på grunn av lave temperaturer og liten mikrobiologisk aktivitet. Sandrike jordarter eller løsmasser med god drenering i tilknytning til elveleier er spesielt utsatt for utvasking av plantevernmidler. Innblanding av kompostert materiale til sandholdige jordarter har imidlertid vist seg å bedre jordas evne til å binde plantevernmidler. Binding av plantevernmidler i ulike jordarter er ofte uttrykt ved jord:vann fordelingskoeffisienter (K_d koeffisienter), hvor en høy K_d koeffisient tilsier en høy grad av binding. Ved bruk av K_d koeffisienter antar vi at det innstiller seg en likevekt mellom mengden plantevernmidler som er bundet i jorda og mengden plantevernmidler som er løst i vannfasen. Hvis plantevernmidler transporteres bort fra vannfasen betyr det at plantevernmidler løses ut fra den faste fasen, slik at det opprettes en ny likevekt. Dette forutsetter at bindingen av plantevernmidler er reversibel, noe som ikke alltid er tilfelle.

For de fleste plantevernmidler ser vi en økende K_d koeffisient med stigende innhold av

organisk materiale i jorda. På grunn av NOMs sentrale rolle i binding av plantevernmidler og andre organiske miljøgifter, korrigeres gjerne K_d koeffisientene for jordas prosentvise innhold av organisk karbon og vi får en K_{oc} koeffisient. For et gitt plantevernmiddel vil variasjonen i K_{oc} koeffisientene mellom jordarter med ulik mengde NOM være betraktelig mindre enn for K_d koeffisientene. Ofte observeres det sammenhenger mellom et plantevernmiddels K_{ow} koeffisient og K_{oc} koeffisient. Dette viser at bindingen av plantevernmidler til organisk materiale har sammenheng med hydrofobisiteten til plantevernmidlene. På grunnlag av fordelingskoeffisientene K_d og K_{oc} samt halveringstid for nedbrytning av plantevernmidlene ($T_{1/2}$) kan det beregnes forurensningsindekser, som f.eks. GUS indeksen (groundwater ubiquity score) som anvedes for å vurdere risiko for forurensning av grunnvann.

I tillegg til mengde organisk materiale i jorda, kan også egenskapene ved det organiske materiale innvirke på bindingen. Andelen av aromatiske forbindelser i det organiske materiale har blant annet vist seg å påvirke bindingen av plantevernmidler. Videre er jordas pH- verdi (surhetsgrad) av stor betydning. Ved økende pH-verdier øker andelen av negative overflateladninger på det organiske materiale i jorda, hydrofobisiteten avtar og det gjør også bindingen av flere plantevernmidler. Ioniske og ioniserbare plantevernmidler er spesielt følsomme for endringer i jordas pH. Et eksempel på dette er fenoksisyrene MCPA, diklorprop og 2,4-D som er nøytrale forbindelser ved lave pH verdier. Ved økende pH verdi vil imidlertid disse svake syrene dissosiere å gå over til anioniske forbindelser. Anioniske plantevernmidler er generelt svært mobile og kan føres ut i vann og vassdrag. Diklorprop og MCPA er noen av de plantevernmidlene som er hyppigst forekommende ved registrering av plantevernmiddelrester i norske vannforekomster. Jern- og aluminiumoksider, samt leirinnholdet i jorda kan også være av avgjørende betydning for binding av en del plantevernmidler. Leirmineraller har gjerne en stor spesifikk overflate som er negativt ladet. Kationiske plantevernmidler som diquat og paraquat viser derfor en sterk grad av binding til leirmineraller.

Klimatiske forhold som temperatur og nedbør er av vesentlig betydning for plantevernmidlers oppførsel i miljøet. Generelt går nedbrytningen av plantevernmidler raskest under jevne nedbørsforhold og ved høye temperaturer. Nedbrytningen av plantevernmidler under nordiske klimaforhold kan derfor gå vesentlig saktere enn ved sydlige breddegrader med høyere gjennomsnittstemperaturen over året. Frost og teledannelse i jorda bidrar også til at avrenningsforholdene kan være spesielle ved mer nordlige breddegrader. Mange av undersøkelsene vedrørende avrenning av plantevernmidler er foretatt i områder med andre

klimaforhold og jordtyper enn i Norge. Dette understreker behovet for å øke kunnskapen om nedbrytning, binding og transport av plantevernmidler under nordiske klimaforhold.

I områder hvor det er registrert avrenning av plantevernmidler, er avrenningen av plantevernmidler gjerne strøst ved første nedbørsepisode etter sprøyting. På dette tidspunktet har det skjedd liten nedbrytning og liten vertikal transport av plantevernmidlet nedover i jorda, slik at plantevernmidlene er tilgjengelige for å følge med overflateavrenningen ut i vassdragene. Avhengig av plantevernmidlenes affinitet for en fast fase, vil de være oppløst i vannet eller bundet til partikulært erosjonsmateriale som stammer fra jorda. På grunn av det organiske materialets store evne til å binde plantevernmidler, kan partikulært og kolloidalt materiale som inneholder mye organisk materiale fungere som bærere av plantevernmidler. For plantevernmidler som viser stor grad av binding til leirmineraller, vil leirrikt erosjonsmateriale fungere på samme måten.

Under tørkeperioder skjer det ofte en oppsprekking av leir/siltrike jordarter, og vi kan få dannet såkalte makroporer. Disse makroporene kan fungere som transportårer for plantevernmidler og andre organiske miljøgifter, og på denne måten kan vi få en raskere spredning av forurensninger til grunnvann og grøftvann. I områder av Danmark hvor grunnvannet er dekket av tykke beskyttende lag av leirer, ble det lenge antatt at grunnvannet var godt beskyttet mot forurensninger. Noe som skulle vise seg ikke å være tilfelle. En medvirkende årsak til dette er trolig oppsprekking av jorda som har bidratt til å transportere plantevernmidler ned til grunnvannet.

Plantevernmidlene er gjenstand for en rekke undersøkelser før de slippes ut på markedet, blant annet inngår flere biologiske undersøkelser hvor ulike testorganismer er inkludert. En svakhet er imidlertid at forsøkene i stor grad er gjort i laboratoriet, og at forsøkene er av relativ kort varighet. Generelt er det i dag få kunnskaper om biologiske effekter av langtidseksponering av lave konsentrasjoner av miljøgifter under naturlige forhold. Eksponering for plantevernmidler kan bl.a. være en stressfaktor som bidrar til å endre konkurranseforholdene mellom ulike arter og dermed påvirke det biologiske mangfoldet. For å ha et mål på den økotoksikologiske risikoen ved avrenning av plantevernmidler til vannforekomster, kan det imidlertid anvendes miljøfarlighetsindekser (MFI). MFI beregnes ved å se på forholdet mellom konsentrasjonen av plantevernmidlet som gir en observert effekt (OEC) og konsentrasjonen som gir 50 % drdlighet (LC₅₀) for den mest følsomme organismen (alger, krepsdyr, fisk) med en sikkerhetsfaktor på 100. $MFI = OEC/LC_{50}/100$. Når dette forholdet er større enn 1, vil det være en viss risiko for effekter på miljøet. MFI større enn 10

representerer en stor risiko for effekter på organismer.

I følge drikkevannsforskriftene som gjelder for Norge skal konsentrasjonen av enkeltstående plantevernmidler i drikkevann ikke overstige 0.1 :g/l og summen av flere plantevernmidler skal ikke overstige en konsentrasjon på 0.5 :g/l. Disse grenseverdiene er ikke satt ut i fra målbare effekter ved en gitt konsentrasjon av plantevernmidlene, men ut i fra et ønske om at innholdet av plantevernmidler skal være så lavt som mulig - dog innenfor et området som lar seg analysere kjemisk. I husstander med privat vannforsyning er det registrert at grenseverdien for innhold av plantevernmidler er overskredet, men nivået lå ikke over akseptabelt daglig inntak (ADI) satt av verdens helseorganisasjon (WHO). For større vannforsyningsenheter er innhold av eventuelle plantevernmidler i drikkevann foreløpig dårlig undersøkt i Norge.

Det er en politisk målsetning å redusere bruk av plantevernmidler i Norge. Imidlertid er plantevernmidler en heterogen gruppe av forbindelser, og miljøeffekter er ikke relatert til antall kg plantevernmidler som er omsatt pr år. Det er derfor viktig å se på giftighet av det enkelte plantevernmiddelpreparat og risiko for avrenning i området hvor det skal anvendes. En forskyvning av i bruken av plantevernmidler mot biologisk effektive lavdosemidler, hvis rester lar seg vanskelig etterspore i miljøet, vil kunne redusere antall kg plantevernmidler som blir anvendt, men ikke nødvendigvis føre til redusert miljørisiko.