

<https://doi.org/10.3176/hum.soc.sci.1986.1.01>

Kalju HABICHT

PROBLEEMID KESKKONNAKAITSEKULUDE PLANEERIMISEL

1. Keskkonnakaitsekulude majanduslik ja sotsiaalne motiveering

Eesmärk arendada rahvamajandust vastavuses kogu ühiskonna vajadustega nõuab kõigi rahvamajandusharude, kõigi tööstus-, põllumajandus-, transpordi- ja teenindusharude arengu kooskõlastatud prognoosi ja planeerimist. Sellise planeerimise üha suuremat tähelepanu pälviv osa on nende abinõude kavandamine, mis suudavad esmajoones vältida tootmise (ja ka tarbimise) negatiivset mõju keskkonnale või siis teha selle mõju kahjutuks.

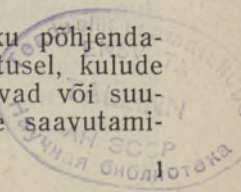
Abinõud elukeskkonna kaitseks (nende hulka kuulub nii keskkonda võimalikult vähe saastava tootmistehnoloogia väljatöötamine ja rakendamine kui ka puhastusseadmete rajamine ja efektiivne eksploateerimine) nõuavad kapitaalmahutusi ning eksploatatsioonikulusid, mis on kaetavad vaid rahvatulust, sellest samast igal ajahetkel piiratud allikast, kust saame katta kõik meie materiaalse heaolu kasvuks vajalikud kulud, nagu ka kulud tervishoiule, haridusele jne. Piiratud vahendite kasutamise konkureerivad variandid nõuavad põhjendusi, mis suudavad tõestada variandi eelistatust ja näidata, et just see variant on mingil ajal õigeim ja otstarbekaim, et just see tuleb ellu viia ja mõned teised paratamatult kõrvale jätta.

Meie rahvamajanduse planeerimise ja juhtimise arengu praegused suunad näevad ette kohalike õiguste ja vastutuse suurenemise riigi kesk- võimu poolt määratud ulatuses ja oma üldpõhimõtetes viimase poolt juhitud. See toob kaasa vajaduse senisest suuremate vahendite ja limiitide jaotamiseks juba liiduvabariigi territoriaalsetes alljaotustes.

Eeldades, et selliselt kuuluvad jaotamisele vahendid sotsiaalse infrastruktuuri arendamiseks, tuleb esialgu summaarselt antud vahenditest eraldada regionaalseks keskkonnakaitseks vajalik summa. Selle suuruse põhjendamiseks peame oskama keskkonna seisundit iseloomustada koondindeksiga, mis oleks võrreldav elanikkonna rahuldatuse näitajatega sotsiaalse infrastruktuuri teiste elementide osas. Indeksi võrdlemine teiste analoogilistega annaks võimaluse näidata, millise sotsiaalse infrastruktuuri elemendi väljaarendamisel oleme veel kõige kaugemal normatiivsest tasemest. Viimane on seejuures mõistagi dünaamiline ja vajaduse korral korrigeeritud kohalikele tingimustele vastavaks. Järkjärgulisel lähemisel sotsiaalsetele eesmärkidele on igal etapil tingimuseks kõigi sotsiaalsete normatiivide suhteliselt võrdne saavutus.

Vahendite jaotamise järgmisel astmel, s. t. keskkonnakaitseks üksikobjektide rajamiseks (abinõude elluviimiseks) vajalike kulude plaani võtmise põhjendamisel tuleb kõne alla nii nende majanduslik kui ka sotsiaalne motiveerimine.

Vaadeldagu esmalt keskkonnakaitsekulude majanduslikku põhjendamist, seejuures silmas pidades, et igal majanduslikul nähtusel, kulude või tulude muutumisel, on sotsiaalne mõju, kuivõrd vähenevad või suurenevad majanduslikud võimalused sotsiaalsete eesmärkide saavutamiseks.



seks, ja et igal sotsiaalsel ilmingul on suurem või väiksem majanduslik tagasimõju.

Antropogeense saastamisega seotud kulud võib jaotada kolme liiki: kulud saastava emissiooni vältimiseks; kulud, mida tehes saab ära hoida saastatud keskkonna mõju retsipientidele, ja seejärel kulud, mida viimastele on põhjustanud keskkonna saastatus [1, lk. 23, 24]. Keskkonnakaitse abinõudena on järgnevas käsitletud neid rakendusi, mis tingivad esimest ja teist liiki kulusid (tootmistehnoloogia muutmine, puhastus-seadmete ehitamine ja eksploateerimine, emissiooni hajutamine, tootmise või elamutsooni ümberpaigutamine, sanitaartsoonide rajamine). Nende majanduslikuks põhjendamiseks tuleb neid võrrelda saastamiskahju vastava vähenemisega kogu rahvamajanduse ulatuses. Keskkonnakaitsekulud on siis majanduslikult õigustatud, kui nad on väiksemad summast, mille võrra alaneb saastamiskahju.

Selline keskkonnakaitsekulude motiveerimise viis on põhimõtteliselt õigustatud ja vajalik — muu hulgas ka niisuguse majandamismehhanismi väljatöötamisel, mis tagaks ettevõtte isemajandusliku huvi vähenemise saastamist —, ent selle kasutusala on piiratud.

Esiteks, seda saab kasutada üksnes seni, kuni on tegemist ainult saastamise majandusliku mõjuga, kui saastamine ei kahjusta inimese tervist. See on majanduslike põhjenduste kasutamise olulisim piirang. Teiseks, inimtegevuse mõjul looduskeskkonnale (nagu ka kunstiväärtustele ja kultuurimälestistele) võib olla ja ongi tagajärgi, mille ärahoidmine või (märksa halvemal juhul) likvideerimine ei ole majanduslikult põhjendatav.

Mõlemal juhul tekkiva sotsiaalse kahju majandusliku hindamise kompensatsiooniprintsiip lähtub sellest, kui palju on indiviid nõus maksma, et saastamine ei toimuks, ja millist kompensatsiooni ta nõuaks, kui saastamine mõjutaks ta tervist ja heaolu. Ent hinnangud olenevad suuresti hindaja sissetulekust, nad antakse kujutletavates, mitte reaalses olukordades ja hindaja ei ole võimeline objektiivselt määrama keskkonnaseisundi muutumise lähemaid ja kaugemaid tagajärgi. Sellise kompensatsiooniprintsiibi kasutamisel saadud hinnangute alus on liiga ebakindel [1, lk. 151; 2, lk. 227—233].

Kolmandaks, saastamiskahju on oma suuremas osas praegu alles väga ligikaudselt hinnatav. Selle leidmise skeemi (küll vaid õhu saastamise kohta, aga see on hõlpsasti üldistatav) on ülevaatlikult kujutanud A. Gussev [3, lk. 77, 78].

Skeem fikseerib järgmised lähtesuurused ja meetodid saastamiskahju määramiseks: saasteainete emissioon → (meteoroloogilised meetodid) → saasteainete kontsentratsioon elu- ja töökohal → (arstiteaduslikud, bioloogilised, füüsikalised, keemilised ja sotsioloogilised meetodid) → naturaalne või sotsiaalne kahju → (majandusteaduse meetodid) → majanduslik kahju. Skeemi igas lülis peab olema teada leitud suuruse kvantitatiivne olendus lähtesuuruselt ning seejuures ajas ja ruumis piiratud vaatlusväljas. Nagu näeme, võtab skeem arvesse ka sotsiaalse kahju majandusliku kaasmõju.

Kahjuks ei ole üldjuhul küllaldaselt andmeid leidmaks pidevat funktsiooni, mis seob muutused saastamise määras keskkonna karakteristikute muutumisega. Ammugi ei ole siis piisavalt andmeid selle kohta, kuidas muutub saastamise kogudiapasoonis tema majanduslik mõju. Mõjualuse piirkonna parameetrid (näit. elanike hulk, vanus, elamistingimused, põllumajanduse spetsialisatsioon, kliimaatilised ja geograafilised iseärasused, linnaehituslik eripära jne.) mõjutavad oluliselt majandusliku, aga ka sotsiaalse kahju suurust. Olemasolevad andmed sisaldavad saasteainete emissiooni ja kontsentratsiooni mõõtevigu, iga isiku tundlikkus mis tahes saasteaine suhtes on erinev. Sellises olukorras on saastamise

majandusliku ja sotsiaalse kahju hindamisel põhiroll eksperthinnanguil [2, lk. 219, 222—223; 4, lk. 44; 5, lk. 245, 261—262; 6, lk. 27; 7, lk. 106; 8, lk. 27, 205—206; 9, lk. 306].

Ka ei ole siin tegemist mitte kohe, vaid suuremal määral just tulevikus kantava kahjuga. Keskkonda saastava ettevõtte tegevus põhjustab pikema aja vältel lisakulusid teistes rahvamajandusharudes. Nende ärahoidmine nõuab aga kulutusi kohe. Seega tuleb kohestest konkreetsete kulude põhjendamiseks võrrelda neid ruumis ja ajas hajutatud kuludega. Ent vaidlusi on kutsunud esile juba eriaegsete kulude võrdlemise kehtiv metoodikagi, mis tulevasi kulusid (nende nominaalväärtused on paraku vaid ligikaudselt määratavad) hindab seda väiksematena, mida hiljem nad esinevad [10]. Oleme harjunud tegema kulusid, mis tasuvad ennast täpselt teada olevate tulude ja hüvedega. Märksa harjumatum on planeerida kulusid hilisemate hajutatud kulude vähendamiseks.

Kõigist nimetatud raskustest hoolimata on arvatud ja esitatud sõltuvusi «saasteannus—reaktsioon». Siin on suured teened O. Balatskil [11]. Diskreetse funktsioonina on näiteks esitatud: kulud arstiabile ja kahju põllu- ning kommunaalmajanduses olenevalt tolmu ja SO₂ (mõnel juhul ka CO) aasta keskmisest kontsentratsioonist, metsamajandusele tekitatav kahju olenevalt saasteainete emissioonist [11, lk. 162, 164, 168, 172] ja SO₂ kontsentratsioonist õhus [5, lk. 22], põlluviljakuse langus olenevalt õhu saastatusest [12, lk. 31].

Õhu saastatuse mõju põllukultuuride vähemsaagile (Donbassis, viie saasteaine ja kuue kultuuri puhul) on arvatud statistiliste andmete alusel ja avaldatud lineaarse regressiooni võrranditena [13, lk. 46, 47].

Neid töid tuleb kõrgelt hinnata. Ent nad esitasid funktsiooni «saasteannus—reaktsioon» kindlas paikkonnas, konkreetsetes kliimatilistes, geograafilistes, demograafilistes jne. tingimustes — ja viimaste muutudes saame leitud olenevusi kasutada ainult väga ettevaatlikult, väga ligikaudsete arvatuste puhul.

Keskkonnakaitsekulude majandusliku motiveerimise kõrval, sisuliselt aga primaarsena tuleb käsitleda sotsiaalset motivatsiooni, mis esmajoones on kasutatav siis, kui saastamine ohustab inimese tervist, kui saastatuse praegune või prognoositud tase ületab lubatava sanitaar-hügieenilise piirkontsentratsiooni. Neil juhtudel peab saasteaine lubatava piirkontsentratsiooni ületamise fakt ise olema küllaldaseks sotsiaalseks põhjenduseks, et muuta tootmistehnoloogiat, ehitada täiendavaid puhastusseadmeid või paigutada saastav ettevõtte mujale. Seejuures ei määra sotsiaalse kahju suuruse mitte tema majanduslik kaasmõju, nagu ka sotsiaalselt eesmärki taotleva abinõu majanduslik kaasresultaat on oma tähtsusest sekundaarne [7, lk. 80].

Keskkonnakaitsekulude sotsiaalse efekti üle peame saama otsustada selle järgi, kui võrd nad võimaldavad saavutada keskkonna kvaliteedi normatiivse taseme, laiemas mõttes nende sotsiaalsete ülesannete täitmise, mida oleme enesele seadnud ja mis on võrreldavad elanikkonna varustatuse normidega toiduainete, elamispinna, riietusesemete, haiglakohtade, kultuurikaupade jpt. osas.

Ent ka keskkonnakaitsekulude sotsiaalse motiveerimise alused on vähemalt mõnedel juhtudel ebakindlad. Esiteks, saasteainete lubatud piirkontsentratsioonid kajastavad meie teadmiste tänapäevataset ja kuuluvad korrigeerimisele (s. t. osutuvad ekslikeks) seda varem, mida paremal järjel on teaduslik uurimistöö selles valdkonnas. Teiseks, nad on meil — vähemalt suhteliselt — vägagi ranged. 90% ligi 600-st tootmishoonete õhu sanitaar-hügieenilisest piirkontsentratsioonist oli 1980. aastal avaldatud andmetel [14, lk. 187, 188] NSV Liidus kümme ja enam korda rangemad kui Ameerika Ühendriikides. Ja kolmandaks, suurel määral eelmisest tulenevalt, mõnel juhul ja mõnes piirkonnas ei ole me saanud

tehnilis-majanduslikel põhjustel nõuda kohest kinnipidamist lubatud piirkontsentratsioonidest; on tulnud kehtestada keskkonna lubatava saastatuse ajutised astmelised standardid, võimaldada ja nõuda järkjärgulist üleminekut piirkontsentratsioonide rakendamisele.

Saastamise sotsiaalne kahju võib avalduda väga mitmel moel: töötajate vaba aja kaos, maastike esteetilise väärtuse alanemises, ajaloo ja kultuuri hindamatute mälestusmärkide säilivuse vähenemises. Seejuures on genofondi vaesumise (ökoloogilise kahju) ja maastike esteetilise väärtuse alanemise majandusliku mõju määramine problemaatiline, olles viimasel juhul küll siis võimalik, kui territooriumi rekreatiivse väärtuse alanemine vähendab turistide hulka, kui halveneb vaatlusalusel alal puhunute (või puhkuse ärajätute) tervis või kui nad suuremaid kulusi tehes sõidavad puhkama kaugemale [16, lk. 94, 172]. Ent ükski majanduslik näitaja ei suuda täielikult väljendada looduskeskkonna tähendust inimesele.

Keskkonnateadvuse kasvades tekib maastikel, looma- ja taimeriigil, kahtlemata ka kultuurimälestistel meie jaoks nn. psühholoogiline väärtus. Eristatakse psühhosotsiaalset ehk üldrahvuslikku kahju, mis avaldub juba majanduslikkugi mõju saavutamata meeleolu languses, mures territooriumide degradeerumise ning loomastiku ja taimestiku liigirikkuse vähenemise pärast, selliste kaugete paikade seisundi pärast, mida kunagi tulevikus võiks külastada, murena tulevaste võimaluste ahenemise pärast [1, lk. 146—147; 5, lk. 251—253; 9, lk. 309; 15, lk. 91].

Siiski võib arvata, et see keskkonnateadvuse emotsionaalne külg mõjub omakorda positiivseltki. Mure keskkonna seisundi pärast on aluseks selliste tegevuseeliste [17, lk. 375] väljakujunemisele, mis muudavad meie igapäevakäitumise loodus- ja kultuuripärandihoidlikumaks.

2. Ettevõtetele lubatavad piiremissioonid ja saasteainete kontsentratsiooni ajutised astmelised standardid

Siinkohal tuleb käsitleda saasteainete lubatavate piiremissioonide kindlaksmääramist üksikettevõtetele. Viimastele kohustuslikena on need oma olemuse poolest rangelt territoriaalsed. Kehtestatuna mingit asulat saastavatele ettevõtetele, peavad nad koos tagama, et selles asulas ei ületataks saasteainete veel lubatavat piirkontsentratsiooni. Järelikult oleneb iga ettevõtte mis tahes saasteaine lubatav piiremissioon kõigi teiste sama keskkonda mõjutavate ettevõtete tootmistegevuse saastavast toimest ja neile samaaegselt kehtestatavaist saasteainete piiremissioonidest.

Ent lubatavad piiremissioonid määratakse praegu kindlaks tööstusharuti, lähtudes ametkondlikest normatiividest saasteainete emissiooni kohta tooteühikule. Kahtlemata on selliste tootmisharu piiremissioonide väljatöötamine positiivne. Kui need on kehtestatud tootmisharu ja siin kasutatavate puhastusseadmete praeguste või lähema tuleviku tehniliste võimaluste alusel, siis sunnivad nad ettevõtteid tegema kõik võimaliku saastamise piiramiseks. Ametkondlikud normatiivid saasteainete emissiooni kohta tooteühikule, s.t. erinevatele tootmistehnoloogiatele vastavad saasteainete eriemiisioonid on ühtlasi alus esmaste teede leidmisel emissioonide vähendamiseks. Tuleb muuta või täiustada tootmistehnoloogiat või puhastusseadmeid, muuta toodangut või tootmishahtu, ette näha (saavutatud tehnilisele tasemele vastava) saasteaine normatiivse eriemiisiooni alandamisele suunatud uurimistööd.

Esitatuna küll ametkondlikult, tuleb piiremissioonid kehtestada koostöös territoriaalsete organitega ja nende kontrolli all ning arvesse võttes vaadeldava piirkonna kogu saastamist teiste ettevõtete poolt, saastatuse fooni. Kui aga tootmisharulise piiremissiooniga lubatud saasta-

mine on suurem, kui seda lubab kõigi teiste samas asukohas paiknevate ettevõtete koosmõju arvestav ja elanike tervist kaitsev territoriaalne piirmissioon, siis ei saa territoriaalsed organid tootmisharulist piirmissiooni aktsepteerida. Kui tahame säilitada meie tervist kaitsva saasteainete piirkontsentratsiooni autoriteeti ja kui pole võimalik vähendada saastamist teistes ettevõtetes, tuleb vaadeldav ettevõtte paigutada mujale, kus territoriaalne piirmissioon on suurem tootmisharu piirmissioonist ja kus viimase piiridesse jäämine tagab esimesest kinnipidamise.

Või — ja nähtavasti tuleb mõnelgi juhul seda teed minna — kehtestatakse saasteainete kontsentratsiooni ajutised astmelised standardid ja neist tulenevad ajutised kooskõlastatud emissioonid, mis vastavad tootmisharude järkjärguliselt kasvavatele tehnilistele ja majanduslikele võimalustele. Minimaalse võimaliku aja vältel peavad nad viima esmalt sanitaar-hügieeniliste lubatud piirkontsentratsioonide ja seejärel (üldjuhul karmimate) ökoloogiliste piirkoormuste saavutamiseni. Viimased peavad tagama ökosüsteemi kui terviku püsiva produktiivsuse, stabiilsuse ja mitmekesise [16, lk. 15]. Meil on näiteks esitatud ettepanekud ökoloogiliste piirkoormuste kehtestamiseks Eesti NSV väikeste jõgede kohta [18, lk. 102].

Keskonna mingi elemendi (õhu, vee) saastatus kuulub kahte kvalitaatiivselt teravasti eristatud piirkonda: saastatus, mis ei ületa lubatud piirkontsentratsiooni, ja mis ületab selle. Esimeses piirkonnas on kogu saastamisvastane tegevus või tegevusetus määratud majanduslike kaalutlustega. Teises piirkonnas loeti eesmärk täies ulatuses sotsiaalseks: minimaalsete võimalike kuludega likvideerida kogu (sanitaar-hügieenilist) lubatud piirkontsentratsiooni ületav saastatus.

Silmas pidades tegelikke olukordi, on nüüd eriti NSVL TA Majandusmatemaatika Keskinstituudi töödese saastatuse skaalale toodud kolm normatiivset punkti. Endiselt on seal sanitaar-hügieeniline lubatud piirkontsentratsioon, aga mitte enam kui praegu obligatoorselt saavutatav, vaid kui perspektiivne sotsiaalne normatiiv, milleni tuleb jõuda nii kiiresti, kui see on tehniliselt ja majanduslikult võimalik. Sellest suurem saastatus on ajutiselt mõeldav kuni saastatuse kriitilise tasemeni, mis nagu lubatud piirkontsentratsioonigi peab olema määratud arstiteadlaste poolt. Et selle ületamine viiks inimeste tervise pöördumatule halvenemisele, tuleb sellest kinni pidada majanduslikest kaalutlustest sõltumatult, kõigi teiste vajaduste kõrvalejätmise hinnaga [19, lk. 241, 242].

Mõlemad sotsiaalsed normatiivid, nii lubatud piirkontsentratsioon kui ka saastatuse kriitiline tase, on ajas muutuvad, olenedes meie teadmiste kasvust. Kolmas normatiivne punkt — ajutine keskkonna standard — kehtestatakse vahemikus lubatud piirkontsentratsioonist saastatuse kriitilise tasemeni (võib põhimõtteliselt olla ka lubatud piirkontsentratsioonist allpool). Ta on muutuv nii ajas kui ruumis, s. t. kehtib vaid antud ajas ja antud kohas, normeerib seal majanduslikult, tehniliselt ja tehnoloogiliselt võimaliku minimaalsaastatuse ega luba seda ületada.

Ajutiste standardite kehtimise ajal peab aga arvesse võtma territooriumi võimalikku kumulatiivset saastumist, seega progresseeruvalt kasvavat saastamiskahju. Saastajate ümber tuleb ette näha ulatuslikud sanitaarkaitsealad, et elamurajooni piiril oleks saavutatud lubatud piirkontsentratsioonile lähedane suurus, või tuleb koguni elamurajoon ümber paigutada ja saastajale lähemad elamud võtta kasutusele teiseks otstarbeks. On ilmne, et see saab olla vaid ajutine abinõu; raskenevad ja halvenevad töötajate transpordiolud, suuri sanitaarkaitsealasid pole võimalik kasutada senise rahvamajandusliku otstarbekusega. Peab funktsioneerima standardite ülevaatamise-muutmise süsteem, mis reageeriks uuele informatsioonile, ning tuleb planeerida aeg ja kulud uurimistöödeks, mis on vajalikud lubatud piirkontsentratsioonide saavutamiseks [6, lk. 32;

15, lk. 87]. Viimati nimetatud kulude motiveerimiseks saab neid esimeses lähenduses võrrelda saastamiskahju rahaliselt väljenduva osaga.

Oles muutuvad ajas, on ajutised astmelised standardid ka tsonaal- sed, oleneades saastatava objekti (näit. veekogu) seisundist või piirkonna funktsioonist. Rahvuspargis kehtestatavad standardid peavad varem tagama ökoloogiliselt põhjendatud piirkontsentratsioonide saavutamise, kui see linna tööstusrajoonides võimalikuks osutub [5, lk. 256; 15, lk. 98; 20, lk. 110].

Piir- või ajutiste kooskõlastatud emissioonidena ettevõtetele kehtestatud limiidid olenevad nende ettevõtete osast üleliidulises ja vabariiklikus töö- jaotuses, sellest, millist tootmiskompleksi saab ja tuleb vaadeldavas rajoonis arendada ja milline on antud ettevõtte koht selles. Nii peavad emissiooni limiidid olema loodushoidliku majanduspoliitika instrument, mis mõjutab rajooniti ettevõtete arenemistingimusi, tootmistehnoloogiat ja puhastusseadmete valikut. Juba üksi rajooniti erinev saastatuse foon tingib, et ettevõtetele kehtestatavad emissiooni limiidid ja järelikult ka saastamise vältimiseks vajalikud kulud erinevad tema eri asukohtade puhul. Nii peab keskkonnatingimuste arvessevõtmine mõjutama tootlike jõudude paigutamist niihästi otse, saasteainete emissiooni limiitide kaudu kui ka majanduslikult. Siit järeldub ka, et emissiooni limiitide kehtes- tamine üleliidulise tähtsusega ettevõtetele ei saa olla ainult regionaal- sete organite kompetentsis. Üheaegselt rajooni arengu ja spetsialisat- siooni nõuetega tuleb arvesse võtta üleliidulist tööjaotust ning tootmis- tehnoloogia ja puhastusseadmete täiustamise tootmisharuti erinevaid võimalusi. Keskkonna standardite tsonaalsuse tingib regionaalsete iseära- suste arvessevõtmine. Ent kohalike omavalitsusorganite õigus ja kohus- tus kaitsta regionaalseid huviseid tootmisharuliste pretensioonide vastu ei tohi üle kasvada meelevaldselt rangete tingimuste esitamiseks.

Ometi on saastatuse kriitilise taseme kindlaksmääramine kui esma- järgulise tähtsusega väga keerukas ülesanne valdavalt veel lahenda- mata. Nii ilmnebki, et ajutised astmelised standardid asuvad vahemikus, mille ülemine tõke on paljudel juhtudel kindlaks määramata. Siit tule- neb arvamus ajutiste standardite lubamatusest üldse, nõue pidada igal juhul ja kompromissitult kinni sanitaar-hügieenilistest lubatud piirkont- sentratsioonidest nende praegustes suurustes.

Siiski on ehk õigem (seda kinnitab mitmete maade praktika) plaani- päraselt ja aste-astmelt, teadlikuna ülesande vastutusrikkusest läheneda lubatud piirkontsentratsioonile, selle asemel et nõuda, ja ometi mitte saavutada kohe seda, milleks me objektiivselt saame olla suutelised alles mõne aja pärast. Spetsiaalses töös tuleks käsitleda, milliseid majandus- likke hoobasid peaks sellisel üleminekuperioodil kasutama. Ent ka aju- tiste astmeliste standardite rakendamisel, tehes mõõndusi teaduse ja tehnika tänapäevatasemele, kehtib tingimus, et mitte ühelgi territooriumil ei tohi saasteaine kontsentratsioon kasvada ega olla järgneval perioo- dil kõrgem kui eelmisel [1, lk. 159—160].

Millisel määral ja kui ruttu õnnestub mööda keskkonna ajutisi ast- melisi standardeid läheneda lubatud piirkontsentratsioonidele, oleneb teaduse ja tehnika arengust ja nende majanduslike võimaluste suurene- misest, mis on vajalikud nii uuringuiks kui ka uurimistulemuste elluvii- miseks. Üldtuntud on aga ka tagasiside: majanduslike võimaluste kasv oleneb teaduslik-tehnilisest progressist.

Ajutine standard nihkub lubatud piirkontsentratsiooni suunas, kui teaduslik-tehnilise progressi mõju keskkonnakaitseliste abinõude, sealhul- gas esmajoones tootmistehnoloogia täiustamisele ja seega saastamise vähenemisele on suurem toodangu mahu kasvu mõjust saastamise suu- renemisele. Seda pole kerge saavutada ja see nõuab paratamatult järjest kasvavaid kulutusi teaduslikule uurimistöele.

3. Keskkonnakaitsealased otsused ja elu hind

Rahvamajanduse planeerimine nõuab meilt keerukaid ja vastutusrikkaid otsuseid keskkonnakaitsekulude planeerimisel. Otsused peavad tuginema maksimaalsele informatsioonile, ent nende genereerimiseks ei ole formaalseid eeskirju ja nii olenevad nad paratamatult otsustajate väärtushinnanguist. Siin vajalike lahenduste valik on suures ulatuses otsustaja intuitsioonil ja erinevate variantide parameetrite kvantitatiivsel hinnangul põhinev loominguiline akt [21, lk. 148].

On ilmne, et otsustused muutuvad keskkonnakaitsekulude kasuks vastavalt ühiskonna materiaalse heaolu kasvule ja senistest ökoloogilistest arusaamadest levikule. On põhjust arvata, et vähemalt enamikul juhtudel neist esimese teguri (materiaalse heaolu) kasv mõjutab omakorda positiivselt ka tõekspidamiste «ökologiseerumist» ja toob kaasa suurema ning nõudlikuma tähelepanu meie ja eriti meie järeltulijate kehalise ning vaimse heaolu tagamisele ja kogu elava looduse liigirikkuse säilitamisele. Looduskaitsealane kasvatustöö peab aga algama juba enne lasteaeda. Eesmärgiks on ökoloogiliste emotsioonide ja teadmiste muutumine ökoloogilisteks veendumusteks, selliste imperatiivsete käitumisnormide, käitumise stereotüüpide kujundamine-kujunemine, mis vastaksid ratsionaalse looduskasutuse nõuetele [22, lk. 93, 94; 23, lk. 108, 113].

Mingi unikaalse loodusobjekti säilitamine kas esteetilistel või teaduslikel eesmärkidel võib tuua kaasa esmajoones hoidmise-valvamise suhteliselt väikesi kulusid. Võib aga tähendada ka seda, et rahvamajanduse arendamise skeemi mõne osa elluviimisel tuleb valida kallim või märksa kallim variant kui see, mille ohvriks langeks kaitsealune objekt — maastik, looma- või taimeliik.

Kas me neid lisakulusid tahame kanda, oleneb asjaolust, kui tähtsad on meile ja praegu need kaitsealused objektid. Kui me nad säilitame, siis oleme hinnanud nende väärtuse vähemalt niisama suureks, kui palju on tootmise arendamise valitud variant kallim sellest, mis oleks unikaalse objekti hävitanud. Kaitsealuse objekti hinnangut võime mõista kui kulu, mis on vajalik tema eraldamiseks käibest, kui asenduskulu, mida kannab rahvamajandus kaitse alla võetava objekti eraldamisel majanduslikust kasutusest [24, lk. 90]. Siit saabki vastuse küsimusele, kui suur on unikaalse maastiku, looma- või taimeliigi hind, mis on alati kehtiv ainult kellegi jaoks mingil ajal ja mille määravad need maksimaalsed säilitamiskulud, mida tahetakse ja suudetakse kanda.

Sellise hinna suurus sõltub väga paljudest teguritest. Nende hulgas üks olulisemaid, hinna miinimumi määrav on ühiskonna teaduslik-tehniline tase. Mida kõrgem see on, seda väiksemate kuludega suudame saavutada ka oma looduskaitsealised eesmärgid.

Kuni praeguseni domineerib meie erialakirjanduses arvamus, et kõik keskkonnakaitsekulud on põhjendatavad majanduslikult või vähemalt ka majanduslikult. Et iga taime- ja loomaliigi säilitamine annab hiljem teadusele võimaluse lisakulusid tasa teha ja et ilusat maastikku hoides tõstatame selle külastajate tööviljakust.

Kahtlemata kasvab tööviljakus positiivsete emotsioonide mõjul ja genofondi säilitamisel on materiaalne efekt. Ent meie vajaduste hulgas (ja nende rahuldamiseks funktsioneerib kogu rahvamajandus) on ometi ka vaimsed väärtused kui lõppeesmärgid ja mitte kui vahendid majanduse edendamiseks. Esteetilised elamused, samuti kui teadmine millegi haruldase ja elava säilitamisest, on saanud meie otseseks vajaduseks ega ole materiaalsete vajaduste parema rahuldamise vahend. Kui suureks vajaduseks nimelt, see on meie teadmistest, haritusest, väljakujunenud veendumustest.

Mõnele meie hulgast võib haruldase loodusobjekti säilimine olla

tähtsam elust, teistele ei tähenda selle hukkumine mitte midagi või peaaegu mitte midagi. Autor ei arva, et saaksime rahvamajanduse mõne enam või vähem ökoloogilise arenguvariandi valiku otsustada plebistsiidiga. Otsuse tegemiseks vajalik informatsioon valiku otsestest ja kaudsest tagajärgedest, järel- ja kõrvalmõjudest ei saa tänapäeva keerulistes situatsioonides jõuda kõigini.

Autori arvates ei ole võimalik arvutada elu hinda ei nii, nagu seda kirjeldab P. Ernits [25], refereerides N. Reimersi ja F. Štilmargi mõttekäike [26, lk. 203], ega ka kuidagi teisiti. Tuleb jagada ülalnimetatute ja paljude teiste arvamust, et liigi kui taastamatu objekti hinnang läheneb lõpmatusale, et liik nagu ka unikaalne ökosüsteem on hindamatu [16, lk. 349; 26, lk. 202; 27, lk. 25].

Samas aga arvavad N. Reimers ja F. Štilmark siiski, et praktikas on vaja vastandada kaduva liigi päästmiseks vajalikud kulud liigi potentsiaalsele väärtusele, ja püüavad seda leida järgmise mõttekäigu abil [26, lk. 203].

Ökosüsteemi funktsioneerimiseks on vaja teatud hulga liikide säilimine. Eeldades, et meie planeedil on 1,5 miljonit liiki, et kõigil liikidel on võrdne «energeetilis-funktsionaalne roll» ja et 1/5 liikide hukkumine tähendaks ökoloogilise tasakaalu kadumist, ning väites, et see tooks kaasa aasta jooksul maailmas loodava koguprodukti (arvestuse tegemise ajal 3400 miljardit dollarit) kao, saavad autorid kaitstava liigi tinglikuks hinnanguks veidi üle 11,3 miljoni dollari.

See on tõesti väga tinglik hinnang.

N. Reimers ja F. Štilmark kirjutavad ise (kuigi sulgudes); et tegelikult ei lähe kaduma mitte maailma ühe aasta koguprodukt, vaid kogu maailma rikkus. Kui suur see aga on, see peaks olema vastus küsimusele: mis maksab meile, inimestele, kogu maailm? Ent see küsimus on ilmselt absurdne.

Selle kõrval on juba vähem oluline, kas liike meie planeedil on 1,5 või 5 kuni 10 miljonit [28, lk. 24], kas nende kriitiline hulk on seega 300 000 või 2 000 000 ja ühe liigi hinnang kas 11,3 või 1,7 miljonit dollarit. Kui kasutada liigi hinnangut nii, nagu N. Reimers ja F. Štilmark seda soovivad, s. t. ohus oleva liigi säilinud isendite hindamiseks, siis saaksime näiteks 1000 meie planeedil veel teadaoleva eksemplari puhul ühe isendi hinnanguks esimesel juhul 11 300, teisel juhul vaid 1700 dollarit.

Igal juhul on tõsiasi: mida suurem on ühiskonna majanduslik potents, seda enam võime kulutada keskkonnakaitsele, seda enam materiaalseid ja vaimseid vajadusi suudame korrada rahuldada.

Otsustuse üks võimalikke variante on otsuse edasilükkamine. Juba rohkem kui kümme aastat tagasi hoiatati: kui me praegu ei oska ette näha mõne suuremõdulise kava teostamise tagajärgi, tuleb oodata, kuni teadus suudab küllaldase kindlusega prognoosida selle võimalikke järelmõjusid [29, lk. 57—58]. Projekti edasilükkamine võib osutada majanduslikultki otstarbekaimaks, väärt otsus aga nõuda hiljem suuri kompensatsioonikulusi ja põhjustada elukeskkonna korvamatuid kahjustusi [6, lk. 33]. Ent otsuse edasilükkamine võib tähendada senise olukorra kestmist ja see omakorda seniste kahjustuste ning kulude kasvu.

Ühiskondlikust rikkusest, teadmiste tasemest, tõekspidamistest, soovidest ning tänapäeva ja tuleviku kohta antud hinnanguist johtuv otsus kuulub sellisena paratamatult tulevikus ümberhindamisele. Meist targemad järeletulijad muudavad meie koostatud looduskasutuse plaane. Praegu me veel ei tea, mis suunas neid muudetakse, vastasel juhul oleksime seda ise teinud.

Teadmine, et me kõike ei tea, ei vabasta meid ressursse jaotavate ja seega nii majanduslikku kui ökoloogilist arengut suunavate otsuste

vastuvõtmisest. Küll võib aga mõnikord olla otstarbekas finantseerida eelkõige täiendavaid vaatlusi, uurimis- ja katseteid ja alles siis asuda uuesti otsustama. Oleneb aga jällegi meie tänastest teadmistest, millisel juhul me seda õigeks peame.

KIRJANDUS

1. Социалистическое природопользование: экономические и социальные аспекты. Москва—София, 1980.
2. Д'Аржэ Р. К. Социальная оценка при контроле загрязнения окружающей среды. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды III Советско-американского симпозиума. Ташкент, 10—14 октября 1977 г. Л., 1978, 218—239.
3. Гусев А. А. К вопросу об экономической оценке ущерба от загрязнения окружающей среды. — В кн.: Экономическая и внеэкономическая оценка воздействия человека на окружающую среду. М., 1981, 77—80.
4. Стейгервальд Б. Дж. Определение максимально допустимой нагрузки на окружающую среду — воздух. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды Советско-американского симпозиума. Тбилиси, 25—29 марта 1974 г. Л., 1975, 35—50.
5. Люкен Р. «Критерий несущественного ухудшения» качества воздуха. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды Советско-американского симпозиума. Тбилиси, 25—29 марта 1974 г. Л., 1975, 246—266.
6. Гринфилд С. М. Всесторонний подход к управлению окружающей средой. Обзор. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды Советско-американского симпозиума. Тбилиси, 25—29 марта 1974 г. Л., 1975, 26—34.
7. Методы и практика определения эффективности капитальных вложений и новой техники, вып. 31. М., 1980.
8. Охрана окружающей среды. Модели социально-экономического прогноза. М., 1982.
9. Эйбл Ф. Х. Анализ «стоимость—выгода» в управлении качеством окружающей среды. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды Советско-американского симпозиума. Тбилиси, 25—29 марта 1974 г. Л., 1975, 305—320.
10. Каганович И. З. Распределение затрат в ресурсосберегающей экономике. — Природные ресурсы и окружающая среда, 1984, вып. 39, № 12, 58—64.
11. Балацкий О. Ф. Экономика чистого воздуха. Киев, 1979.
12. Белашов Л. А., Багров В. П. Показатели природопользования. — В кн.: Охрана и рациональное использование природы Донбасса. Л., 1976, 27—40.
13. Корлюков Ю. Ю. К вопросу о статистическом анализе ущерба, вызванного загрязнением воздушной среды. — В кн.: Вопросы статистики окружающей среды. М., 1979, 43—54.
14. Охрана окружающей среды и ее социально-экономическая эффективность. М., 1980.
15. Дунаевский Л. В. Принципы комплексного обоснования стандартов чистоты физической среды. — В кн.: Управление природной средой. М., 1979, 85—126.
16. Изразль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. Л., 1979.
17. Lauristin, M., Timak, R., Vihaelem, P. Keskkonnateadvus — agusaamad ja hinnanguid. — Eesti Loodus, 1985, nr. 6, 374—382.
18. Вельнер Х., Лойгу Э., Саава А. К вопросу экологического нормирования биогенных веществ в воде малых рек. — В кн.: Проблемы современной экологии. Тезисы II республиканской экологической конференции. Тарту, с 8 по 11 апреля 1982 г. Тарту, 1982, 102.
19. Лемешев М. Я., Гофман К. Г., Гусев А. А. Социально-экономическое обоснование развития производства с учетом охраны окружающей среды. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды III Советско-американского симпозиума. Ташкент, 10—14 октября 1977 г. Л., 1978, 240—254.
20. Kallaste, T. Veeresursside saastumise majanduslikke probleeme. — Rmt.: Keskkonnaõnnoomika metodoloogilised aspektid. Tln., 1976, 91—117.
21. Михайлов А. М. Охрана окружающей среды при разработке месторождений открытым способом. М., 1981.
22. Каварадзе Д. Н., Баранов В. С., Кубанин А. А., Забелин С. И. Некоторые вопросы пропаганды охраны природы. — В кн.: Экономические и демографические вопросы совершенствования природопользования. М., 1977, 93—99.
23. Гирусов Э. В. Экологическое сознание как условие оптимизации взаимодействия общества и природы. — В кн.: Философские проблемы глобальной экологии. М., 1983, 105—120.

24. Сухотин Ю. Об оценках природных ресурсов. — Вопросы экономики, 1967, № 12, 87—98.
25. Ernits, P. Elu hind. — Noorte Hääl, 1984, 16. nov.
26. Реймерс Н. Ф., Штильмарк Ф. Р. Особо охраняемые природные территории. М., 1978.
27. Гофман К. Г. Методологические основы экономической оценки природных ресурсов. — В кн.: Экономические проблемы оптимизации природопользования. М., 1973, 22—34.
28. Олдак П. Г. Равновесное природопользование и формирование потребительских запросов. Новосибирск, 1981.
29. Жаворонкова И. П. Использование минеральных ресурсов и состояние окружающей среды. — В кн.: Социально-экономические проблемы рационального использования недр, вып. 1. Экономическая оценка месторождений полезных ископаемых и охрана недр. Л., 1973, 51—61.

*Eesti NSV Teaduste Akadeemia
Majanduse Instituut*

Toimetusse saabunud
30. IV 1985

Калью ХАБИХТ

ПРОБЛЕМЫ ПЛАНИРОВАНИЯ ЗАТРАТ НА ОХРАНУ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В статье рассматривается три круга вопросов: возможности и трудности экономического и социального обоснования планируемых затрат на охрану окружающей среды; допустимость и неизбежность установления временных ступенчатых стандартов концентрации загрязняющих веществ; формирование решений по охране окружающей среды, особенно в тех случаях, когда существует опасность уничтожения уникальных объектов — как природы, так и культуры.

*Институт экономики
Академии наук Эстонской ССР*

Поступила в редакцию
30/IV 1985

Kalju HABICHT

SOME PROBLEMS OF PLANNING ENVIRONMENTAL COSTS

The paper deals with three types of problems: possibilities and difficulties of giving economic and social motivation to the environmental costs planned, the permissibility and necessity of adopting temporarily changing standards for the concentration of pollutants, and making environmental decisions in case when unique natural (or cultural) objects are faced by danger of destruction.

*Academy of Sciences of the Estonian SSR,
Institute of Economics*

Received
Apr. 30, 1985