



ХОТ СУУРИН ГАЗРЫН АГААРЫН БОХИРДЛЫН ХҮН АМЫН ЭРҮҮЛ МЭНДЭД ҮЗҮҮЛЭХ НӨЛӨӨЛЛИЙН СУДАЛГАА

Судалгааны ажлын тайлан

Улаанбаатар хот

2014 он

Судалгааны багийн ахлагчид:

Очирын Чимэдсүрэн (ЭМШУИС-ийн НЭМС)

Кирк Смит (Бэркэлэй дэх Калифорнийн Их сургууль)

Судалгааны багийн гишүүд:

Л.Дрю Хил (Берkeley дэх Калифорнийн Их сургууль)

Балжиннямын Пүрэвдорж (ЭМШУИС-ийн НЭМС)

Дамдинсүрэнгийн Юмчиндорж (ШУТИС-ийн ЭХИС)

Одсүрэнгийн Мөнхтуул (ЭМШУИС-ийн НЭМС)

Руфус Эдвардс (Ирвин дэх Калифорнийн Их сургууль)

Жэй Турнер (Сайнт Луйс дэх Вашингтоны Их сургууль)

ГАРЧИГ

Талархал	5
Товчилсон үгийн жагсаалт	6
Үр дүн ба зөвлөмж.....	8
Танилцуулга.....	10
Хувилбарууд	11
Судалгааны арга аргачлалын тайлбар.....	11
Хэмжигдэхүүний талаар.....	13
Судалгааны үр дүн	13
Өртөлтийн хэмжээ	13
Эрүүл мэндийн нөлөөлөл	16
Дүгнэлт	22
Хавсралт А. Нарийвчилсан тайлбар, мэдээллийн эх үүсвэрүүд	23
Халаалтын хэлбэрүүд	23
Цахилгаан станцын утааны ялгаралтын хувилбарууд.....	28
Авто тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтын хувилбарууд.....	29
Үр дүнгийн таамаглал ба тэдгээрийн эх үүсвэр	31
Хавсралт Б. Гадаад орчны агаарын чанарын бохирдлын хэмжээ	32
Гадаад орчны агаарын чанарын загварчлал.....	32
Гадаад орчны агаарын чанарын загварын үр дүнгүүд.....	35
Хавсралт В. Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ.....	38
Дулааны эх үүсвэрүүд, тамхидалт ба дотоод орчны агаарын бохирдлын загварчлал...	38
Гадаад орчны тоосонцорын нэвчилт.....	41
Дотоод орчны агаарын бохирдол	43
Хавсралт Г. Нийт өртөлтийн тооцоо	46
Эх үүсвэр	46
Өртөлтийн загвар.....	46
Хүн амд жинлэсэн өртөлт ба Хоногийн цагийн хуваарь	45
Хувилбар тус бүр дэх хүн амын бүлгийн өртөлт	51
Хавсралт Д. Эрүүл мэндийн ачаалал болон үр ашгийн тооцоо	52
Өнөөгийн байдал.....	52
Загвар ашигласан аргачлалын тайлбар.....	52
Цаг бус нас баралт ба Өвчлөлөөр алдсан амьдралын жилүүд	53
Харьцангуй эрсдэл	54
Уушгины сүрьеэгийн тооцоо.....	54
Шугаман бус өртөлтийн хариу үйлдэл.....	57

Эрүүл мэндийн хожуу үед илрэх нөлөөлөл.....	57
Зардлын үр ашиг.....	58
Хавсралт Е. Аргачлал болон өгөгдлийн хязгаарлагдмал талууд	59
Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралтын тооцоо	59
Агаарын чанарын загварын сонголт.....	59
Гадаад орчны агаарын чанарын өгөгдөл.....	59
Эрүүл мэндийн нөлөөлөл.....	60
Хотын өсөлтийн хувилбар.....	60
Тамхидалт	61
Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ	61
Аж үйлдвэрийн ялгаралт	61
Нүүрсний төрөл	61
Хавсралт Ё. Хүн ам ба эрүүл мэндийн урьдчилсан төлөв байдал.....	63
Хүн амын мэдээлэл	63
Өрхийн хэлбэрүүд.....	63
Өвчлөлийн суурь үзүүлэлт.....	65
Хавсралт Ж. Эрүүл мэндийн ачааллын нэмэлт хүснэгт.....	67
Номзүй.....	77

ТАЛАРХАЛ

Энэхүү судалгаанд АНУ-ын Берkeley хотын Агаарын хэмжилтийн баг мэргэжлийн дэмжлэг, зөвлөгөө өгч ажилласан ба судалгааны явцад Мариа Хернандээ, Ажай Пилларисэтти, Николас Лайм нар хамтран ажилласанд талархал илэрхийлье. Мөн Сарат Гуттикунда өөрийн боловсруулсан загварыг бидэнтэй хуваалцсанд талархалаа.

Мянганы Сорилтын Сангийн Эрчим хүч, Байгаль орчны төслийн үнэлгээ хийх ажлын хүрээнд Сошиал Импакт компанийн гүйцэтгэсэн айл өрхийн мэдээллийг ашиглах боломж олгосонд талархаж байна.

Энэхүү тайланд 2014 оны 2 дугаар сарын 7-ны өдөр ЭМШУИС-д зохиогдсон уулзалтанд оролцогсдын санал, зөвлөмжийг тусгасан болно.

Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн Газар, Нийслэлийн Статистикийн Газар, Эрүүл Мэндийн Яамны харъяа Эрүүл Мэндийн Хөгжлийн Төв бидэнд хүн амзүйн болон эрүүл мэндийн мэдээлэл өгч дэмжин ажилласанд талархал илэрхийлье.

Монгол Улсын Байгаль Орчин, Ногоон Хөгжлийн Яамны захиалгаар Засгийн газрын тусгай сан болох Цэвэр Агаар Сангийн санхүүжилттэйгээр энэхүү судалгааг хийж гүйцэтгэлээ.

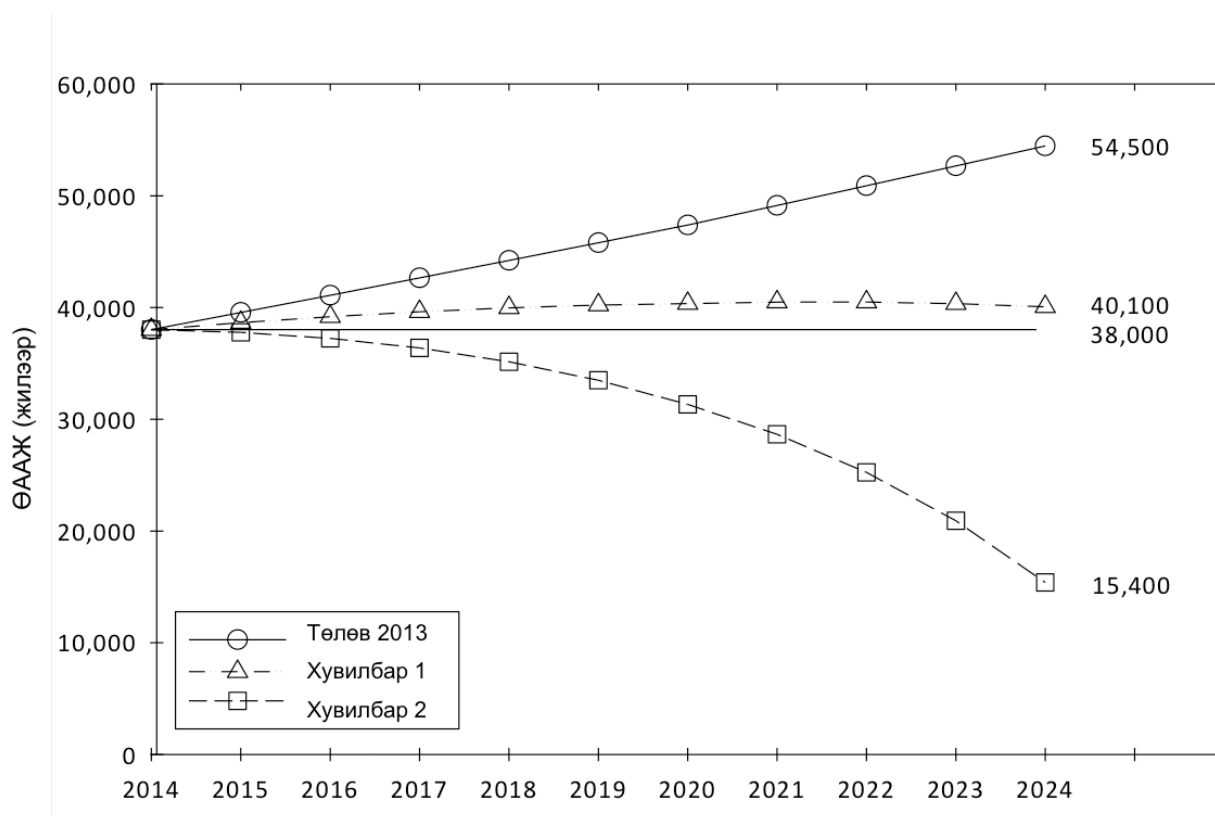
ТОВЧИЛСОН ҮГИЙН ЖАГСААЛТ

ААЖ	Алдагдсан Амьдралын Жил
АДЗЦХ	Амьсгалын Доод Замын Цочмог Халдвар
АНУ	Америкын Нэгдсэн Улс
ДНБ	Дотоодын Нийт Бүтээгдэхүүн
ДӨА	Дэлхийн Өвчлөлийн Ачаалал
ДӨА/ХЭҮ	Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын Харьцуулсан Эрсдэлийн Үнэлгээ
ДТ	Дам Тамхидалт
ДЦС	Дулааны Цахилгаан Станц
ДЭМБ	Дэлхийн Эрүүл Мэндийн Байгууллага
ЗЦХЭ	Зүрхэнд Цус Хомсрох Эмгэг
м	метр
мкг	микрограмм
МСС	Мянганы Сорилтын Сан
НҮБ	Нэгдсэн Үндэсний Байгууллага
НЭМС	Нийгмийн Эрүүл Мэндийн Сургууль
ӨААЖ	Өвчлөлөөр Алдагдсан Амьдралын Жил
ӨАБИА-НАРИТ	Өрхийн Агаарын Бохирдлын Интерванци Арга
ТДАЖ	Тахир Дутуугаар Амьдарсан Жилүүд
УАБӨ	Уушгины Архаг Бөглөрөлтөт Өвчин
ХАНХ	Хүн Амд Ногдох Хэсэг
ЦБНБ	Цаг Бус Нас Баралт
ЦУОШГ	Цаг Уур Орчны Шинжилгээний Газар
ШУТИС	Шинжлэх Ухаан Технологийн Их Сургууль
ЭМШУИС	Эрүүл Мэндийн Шинжлэх Ухааны Их Сургууль
ЭХИС	Эрчим Хүчний Инженерийн Сургууль

CRA/GBD	Comparative Risk Assessment of the Global Burden of Disease
DALY	Disability Adjusted Life Year
ESP	Electrostatic precipitator
ICD	International Classification of Diseases
IF	Infiltration Factor
JICA	Japan International Cooperation Agency
GIS	Geographical Information System
NOAA HYSPLIT	National Oceanic and Atmospheric Administration Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model
NSPS	New Source Performance Standard
PAF	Population Attributable Fraction
PM	Particulate Matter
PTEF	Polytetrafluoroethylene
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UN DESA	United Nations Department of Economic and Social Affairs
YLD	Years Lived with Disability
YLL	Years of Life Lost

ҮР ДҮН БА ЗӨВЛӨМЖ

Улаанбаатар хотын хүн амын дунд нарийн ширхэглэгт тоосонцороос (PM2.5) үүдсэн өвчлөл нилээд хувийг эзэлдэг бөгөөд түүний өртөлтийн жилийн дундаж хэмжээ нь 70 мкг/м³ байгаагаас шалтгаалан хүүхдийн уушгины хатгалгаа (цаг бус нас баралт жилд ойролцоогоор 130 тохиолдол), насанд хүрэгчдийн зүрх судасны өвчлөл (цаг бус нас баралт жилд ойролцоогоор 1440 тохиолдол) зэрэг эмгэгүүд тэргүүлж байна. Утааны ялгаралыг бууруулах талаар авч хэрэгжүүлж буй одоогийн арга хэмжээнүүд нь дараагийн 10 жилд агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг хангалттай түвшинд хүртэл бууруулж чадахгүй болох нь доорх зурагт үзүүлсэнээр харагдаж байна (Зураг, Төлөв 2013).



Зураг. Үнэлгээ хийгдсэн дараагийн 10 жилийн агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөлөл, хувилбар тус бүрээр. ӨААЖ/жил. Зөвхөн Хувилбар 2-т ӨААЖ буурч байна.

Улаанбаатар хотод агаарын бохирдлыг бууруулах чиглэлээр хийгдэх олон салбарыг хамарсан үйл ажиллагаа төлөвлөгдсөн хэдий ч өнөөгийн нөхцөл, цаашдын төлөв байдлаас дүгнэхэд хүн амын нарийн ширхэглэгт тоосонцорт (PM2.5) өртөх байдал нь нэмэгдэх хандлагатай байна. Айл өрхүүдэд ашиглагдаж буй нүүрсээр галладаг уламжлалт зуухны хэрэглээг бууруулж, бусад салбаруудад орчин үеийн шинэ дэвшилтэт аргуудыг амжилттай нэвтрүүлснээр өнөөгийн гадаад орчны агаарын бохирдлын хүн амын өртөлтийг 70 хүртэл хувиар бууруулах боломжтой юм (Хувилбар 1). Ийнхүү нарийн ширхэглэгт тоосонцорын өртөлтийн жилийн дундаж хэмжээг 45 мкг/м³ хүртэл бууруулсан ч энэ үзүүлэлт нь Дэлхийн Эрүүл Мэндийн Байгууллагын (ДЭМБ) агаарын чанарын зөвлөмж (10 мкг/м³) болон АНУ-ын үндэсний стандарт хэмжээнээс (12 мкг/м³) их хэвээр байх юм.

Улаанбаатар хотын агаарын бохирдлыг олон улсын жишигт хүртэл бууруулахын тулд айл өрхүүдийн хатуу түлшний (нүүрс, мод) хэрэглээг бүрэн халж, гадаад орчны бохирдуулагч эх үүсвэрүүдэд хатуу хяналт тавих шаардлагатай юм (Хувилбар 2). Ингэснээр хатуу түлшнээс үүдэлтэй агаарын бохирдол буурч, дам тамхидалтаас үүдэлтэй өртөлтийн эзлэх хувь нэмэгдэнэ. Энэ үед тамхины эсрэг үйл ажиллагааг улам эрчимжүүлэх шаардлагатай. Одоогоор зуухнаас гарч буй бохирдуулагчдыг хангалттай хэмжээгээр бууруулах боломжгүй тул айл өрхүүдийн халаалтыг хийн түлш, цахилгаан болон төвлөрсөн дулаан хангамжид бүрэн шилжүүлэх төлөвлөгөөг одооноос боловсруулж, хэрэгжүүлэх шаардлагатай байна. Энэхүү судалгаагаар бид олон салбарыг хамарсан нэгдсэн зохион байгуулалттай цогц арга хэмжээг амжилттай хэрэгжүүлж чадвал дараагийн 10 жилд агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг өнөөгийн түвшингөөс 25 хүртэл хувиар бууруулах боломжтой болохыг харууллаа. Харин илүү эрчимтэй, цогц арга хэмжээг авч амжилттай хэрэгжүүлж чадвал 2025 он гэхэд зөвхөн хүн амын эрүүл мэндийг хамгаалаад зогсохгүй, жилийн дундаж эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг одоогийнхоос даруй 60 орчим хувиар бууруулж чадахаар байна. Харин дээрх хугацаан дахь хүн амын өсөлтийг тооцоолвол 1 хүнд ногдох нөлөөлөл 70 орчим хувиар буурах юм.

Энэхүү судалгаагаар сүүлийн хоёр хувилбарт (Хувилбар 1, 2) агаарын бохирдлыг бууруулах зардлын дүнг тооцоогүй ба үүнийг бодлогын стратеги төлөвлөгөөнд нийцүүлэн авч үзэх нь зүйтэй юм. Бидний ашигласан бүх хэмжилт, тооцоолол нь олон улсад хүлээн зөвшөөрөгдсөн, туршилтаар батлагдсан аргууд бөгөөд техникийн хувьд боломжит, хялбар аргачлал юм. Иймд судалгааны багийн зүгээс өнөөгийн эрүүл мэндийн үндсэн нөлөөлөл болон судалгаагаар гарсан үнэлгээний дагуу Улаанбаатар хотын холбогдох байгууллагын удирдлагууд Хувилбар 2-т тусгагдсан арга хэмжээг цогцоор нь хэрэгжүүлэхийг зөвлөж байна.

ТАНИЛЦУУЛГА

Улаанбаатар хот нь дэлхийн хамгийн их агаарын бохирдолтой хотуудын нэг учраас иргэд, оршин суугчид, бодлого боловсруулагчдын хувьд агаарын бохирдол нь улам их санаа зовоосон, анхаарал хандуулах шаардлагатай асуудал хэвээр байсаар байна.

Цахилгаан станц, тээврийн хэрэгсэл, уурын зуух, бусад үйлдвэрлэлээс үүдсэн агаарын бохирдлын зэрэгцээ гэр хорооллын айл өрхүүдийн хатуу түлшний хэрэглээнээс үүдсэн бохирдол ихээр нэмэгдэж байна. Ихэнх ажиглагч, судлаачид утааны хэмжээг шаардлагатай түвшинд хүртэл бууруулах хэрэгтэй гэдгийг мэдэж байгаа хэдий ч удаан хугацааны турш бууруулах эсвэл хурдан хугацаанд бууруулах хувилбаруудын аль нь илүү үр дүнтэй вэ гэдгийг одоогоор тодорхойлж чадаагүй байна. Учир нь үүнийг тодорхойлоход эдийн засгийн хувьд зардал ямар байх, стратегийн зөв бодлого, чиглэлийг хэрхэн хэрэгжүүлэх зэрэг томоохон өөрчлөлтүүдийг цогцоор нь тооцох шаардлагатай юм.

Агаарын бохирдлоос үүдэн үзэгдэх орчин хязгаарлагдмал, хөрөнгийн үнэлэмж буурах, цаг уур өөрчлөгдөх зэргээс гадна хүн амын эрүүл мэндэд нөлөөлөх байдал нь хамгийн чухал асуудал юм. Улаанбаатар хотын агаарын бохирдлыг бууруулах өөр боломжит стратегиудын үр нөлөөг харуулах зорилгоор судалгааны баг дараах асуултад хариулахыг зорилоо.

“2025 он гэхэд утааг багасгахтай холбогдуулан гэр хорооллын айл өрхүүдийн хэрэглэх зуух, түлшийг сайжруулж бусад салбарын үйл ажиллагаатай уялдуулснаар эрүүл мэндэд ямар үр нөлөө үзүүлэх вэ?”

ХУВИЛБАРУУД

Бид энэхүү судалгааг хийхдээ 2025 он хүртэл дараах гурван хувилбар тус бүрээр дүн шинжилгээ хийлээ. Үүнд:

- **Төлөв 2013: Өнөөгийн төлөвлөлтөөр хүрэх үр дүн (Business as usual – 2013 оны 6 дугаар сарын байдлаар)** – Монгол улсын хэмжээнд 2013 оны 6 дугаар сарын байдлаар Улаанбаатар хотын утааг бууруулахаар авч хэрэгжүүлэхээр төлөвлөсөн бүх арга хэмжээ амжилттай хэрэгжихээр тооцсон. Үүнд: гэр хорооллын айл өрхүүдийн нүүрсээр галладаг зуухыг Мянганы Сорилтын Сангийн (МСС) сайжруулсан зуухаар бүрэн солих гэх мэт.
- **Хувилбар 1: Илүү дэвшилтэт технологи нэвтрүүлснээр хүрэх үр дүн** – Гэр хорооллын айл өрхүүдийг илүү сайжруулсан технологийн дэвшилтэт зуухаар бүрэн хангах гэх мэт бүх чиглэл, салбарт Төлөв 2013-аас илүү хурдацтай арга хэмжээ авах.
- **Хувилбар 2: Эрс шийдэмгий сайжруулалтаар хүрэх үр дүн** – Боломжит байдалд суурилсан эрүүл мэндийн үр ашгийг бий болгох ба айл өрхийн хатуу түлшний (нүүрс, мод) хэрэглээг бүрэн халах зэрэг бүх чиглэл, салбарт Хувилбар 1-ээс илүү эрс шийдэмгий өөрчлөлт хийх.

Хувилбар тус бүрийн хэмжилт болон тооцооны багц мэдээллийг Хавсралт А-д үзүүлэв.

СУДАЛГААНЫ АРГА АРГАЧЛАЛЫН ТАЙЛБАР

Судалгаанд хэрэглэгдсэн мэдээллийн эх үүсвэр, тооцоо, аргачлалуудыг хавсралтаар үзүүлсэн бөгөөд Улаанбаатар хот төдийгүй бусад газарт хэрэглэгдэж байгаагүй хэд хэдэн төрлийн шинэ мэдээллийг ашиглан үнэлгээг боловсруулсан.

2012 онд Лим нарын, 2013 онд Бурнет нарын, 2014 онд Смит нарын судалгааны багийн боловсруулан хэвлүүлсэн “Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын Харьцуулсан Эрсдэлийн Үнэлгээ – ДӨА/ХЭҮ” (Comparative Risk Assessment of the Global Burden of Disease – CRA/GBD) судалгааны аргачлалыг бид судалгаандаа ашигласан.

Агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөллийг тодорхойлохдоо өртөлт – хариу үйлдлийн муруйг ашигласан. Энэ нь бохирдлын өртөлтийн тун өөрчлөгдөхөд тун тус бүрт эрүүл мэндийн нөлөөлөл хэрхэн өөрчлөгдөж байгааг ялгаатай байдлаар тодорхойлдогоруу давуу юм. Улаанбаатар хотод хийгдсэн энэхүү үнэлгээ нь дэлхийд анх удаа хийгдэж буй бөгөөд бодлогын үр дүнг үнэлэхэд ашиглагдсанаараа давуу талтай (олон хувилбарт) шинэ судалгаа боллоо.

ДӨА/ХЭҮ судалгаагаар олон орны эрдэмтэн судлаачид агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөллийг үнэлэх талаар өргөн хүрээтэйгээр ажилласан байдаг. Ийнхүү агаарын бохирдол болон түүнээс үүдэлтэй үндсэн таван төрлийн өвчлөлийн хоорондын тоон хамаарлыг тогтоосон.

5 хүртэл насны хүүхэд Уушгины хатгалгаа буюу амьсгалын доод замын цочмог халдвар (АДЗЦХ) – 2 дугаарт эрэмбэлэгдсэн

Насанд хүрэгчид Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг (ЗЦХЭ) – 1 дүгээрт эрэмбэлэгдсэн

Тархи, судасны эмгэг (шигдээс) – 3 дугаарт эрэмбэлэгдсэн

Уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин (УАБӨ) – 17 дугаарт эрэмбэлэгдсэн

Уушгины хавдар – 18 дугаарт эрэмбэлэгдсэн

Эдгээр таван өвчлөлөөс гурав нь Монгол улсын хувьд ихээхэн чухал ач холбогдолтой юм. Дэлхийн Өвлөлийн Ачаалалын (ДӨА) судалгаагаар Монгол улсын өвчлөлийн ачааллыг 2010 оны байдлаар нь жагсаахад ЗЦХЭ, АДЗЦХ, тархи, судасны эмгэг эхний гурван байранд эрэмбэлэгдсэн байна. Зөвхөн энэхүү гурван эмгэг нь тухайн жилийн алдагдсан амьдралын жилийн (ААЖ) гуравны нэгийг бүрдүүлж байна (Эрүүл Мэндийн Хэмжилт, Үнэлгээний Хүрээлэн, 2010)¹. Агаарын бохирдол нь дээрх өвчлөлүүдийн цорын ганц шалтгаан биш боловч судалгааны үр дүнгээс харахад үндсэн шалтгаануудын нэг болох нь харагдаж байна.

Хэдийгээр агаарын бохирдлоос үүдэлтэй сүрьеэ², бага жинтэй төрөлт зэрэг олон төрлийн эмгэгүүд байдаг боловч ДӨА/ХЭҮ судалгааны үр дүнгээр шууд хамааралтай эсэх нь нотлогдоогүй байна. Тиймээс эдгээр өвчлөлүүдийн талаар цаашид илүү дэлгэрүүлэн судалж, агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эмгэгүүдийг нарийвчлан тогтоож, өвчлөлийн талаарх нотолгоог улам батжуулах шаардлагатай байна. Иймээс бид судалгаандаа зөвхөн дээр дурдсан таван өвчлөлийг сонгон авсан.

Энэхүү судалгааны бас нэг шинэлэг тал нь үнэлгээг зөвхөн гадаад орчны эсвэл дотоод орчны бохирдолд суурилах бус гадна болон дотор орчны ялгаралт, тэдгээрийн харилцан үйлчлэлийг тооцсон явдал юм. Жишээлбэл гадаад орчны агаарын бохирдол амьдрах орчинд хэдий хэмжээгээр нэвтрэн орж байгааг үнэлэх гэх мэт үзүүлэлтийг тооцсон хүн амын нийт өртөлтийг үнэлсэн. Эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг тооцоходоо агаарын бохирдлыг тодорхой байршилгүй нийт хэмжээгээр нь авах бус бохирдолд өртөж буй хүмүүс өдрийн турш өнгөрөөж буй газруудаар нь тодорхойлсноор хаана утааны ялгаралтыг бууруулснаар илүү үр дүнд хүрч болохыг бодитоор харуулж чадсан юм. Энэ нь хэдийгээр бид анхнаасаа төлөвлөөгүй байсан хэдий ч дотоод орчны агаарын бохирдлын эх үүсвэр болох дам тамхидалтыг судлахад хүргэсэн юм. Илүү дэлгэрэнгүй тайлбарыг Хавсралт Г-д үзүүлэв.

Улаанбаатар хотод шинээр хийсэн хэмжилтүүд:

- Нөлөөллийг илүү үнэн зөв гаргах зорилгоор хүн амзүйн болон эрүүл мэндийн цаашдын төлөв байдлыг өвчлөлийн төрлөөр нь нарийвчлан гаргасан болно. Дэлгэрэнгүй мэдээллийг Хавсралт Ё-д үзүүлэв.
- МСС-ийн сайжруулсан зуухны төслийн нэг хэсэг болох зуухнаас ялгарах бохирдлыг тогтоох болон бусад өрхийн хүчин зүйлсийг үнэлсэн Сошиал Импакт компани судалгааны үр дүнг ашиглалаа (Сошиал Импакт, 2013).
- Мөн энэ судалгаанд ашиглах зорилгоор МСС-ийн сайжруулсан зуухны хэрэглээ болон гэрт амьдарч буй айл өрхүүдийн дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламжийг хэмжсэн.
- Энэхүү судалгаанд ашиглах зорилгоор боловсруулсан хувилбар тус бүрийн гадаад орчны агаарын бохирдлыг тооцсон.

¹ Хавсралт Д-г үзнэ үү.

² Агаарын бохирдол болон сүрьеэ өвчний хамаарлын талаарх судалгаа бусад өвчинтэй харьцуулахад хангалттай биш байна. Иймд бид хэдийгээр сүрьеэ өвчний талаарх тоо баримтыг хавсралтад дурдсан боловч судалгааны тооцоонд оруулаагүй болно.

ХЭМЖИГДЭХҮҮНИЙ ТАЛААР

Шаталтаас үүссэн агаар бохирдуулагч нарийн ширхэглэгт тоосонцор (PM2.5) нь хүний уушгинд гүн нэвтрэн орж, эрүүл мэндэд сөрөг нөлөө үзүүлдэг үндсэн бохирдуулагч юм. Агаар бохирдуулагч бусад бодисуудтай харьцуулахад нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) эрүүл мэндийн нөлөөлөл харьцангуй их судлагдсантай холбоотойгоор түүний эрүүл мэндийн талаарх лавлагаа элбэг байдаг. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт-хариу үйлдлийн муруйн хамааралд үндэслэн тохиолдох өвчлөлүүдийг илрүүлэх боломжтой учир бид нарийн ширхэглэгт тоосонцорыг (PM2.5) үндсэн бохирдуулагчаар сонгон боловсруулалтаа хийлээ.

Судалгааны баг эрүүл мэндтэй холбоотой үр дүнг гурван хувилбар тус бүрээр өвчний төрөл болон насны бүлгээр нь ялган цаг бус нас баралт ба өвчлөлөөр алдсан амьдралын жилүүдийг (ӨААЖ) (Disability adjusted life years – DALY) тус тус тооцсон. ӨААЖ нь олон улсад эрүүл мэндийн судалгаанд хэрэглэгддэг насны бүлэг тус бүрт хамаарах цаг бус нас баралт болон тухайн өвчлөлийн хүнд хөнгөн байдлыг давхар харгалзан тооцдог хэмжигдэхүүн юм. Агаарын бохирдлоос үүдэлтэй ӨААЖ болон бусад эрсдэлт хүчин зүйлсийг тооцохдоо дараах хоёр хэмжигдэхүүнийг авч үздэг.

ААЖ – алдагдсан амьдралын жилүүд (YLL – years of life lost) гэдэг нь дэлхийн хамгийн өндөр дундаж настай (~86) харьцуулсан цаг бус нас баралт

ТДАЖ – тахир дутуугаар амьдарсан жилүүд (YLD – years lived with disability) гэдэг нь өвчин эмгэг, осол гэмтлийн улмаас үүсэх эрүүл мэндийн нөхцлийг тухайн эмгэг тус бүрт тооцсон амьдарсан жилүүд

Дээрх хоёр хэмжигдэхүүний нийлбэр нь өвчлөлөөр алдсан амьдралын жилүүд болно.

$$\text{ӨААЖ} = \text{ААЖ} + \text{ТДАЖ}$$

Иймд ӨААЖ нь өвчлөл тус бүрээс (уушгины хатгалгаа, хавдар гэх мэт) үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөлөл болон насны бүлэг тус бүрт (хүүхэд, насанд хүрэгчид гэх мэт) тооцсон нэгдмэл хэмжигдэхүүн юм. ӨААЖ нь эдийн засгийн тооцоо хийхэд хамгийн тохиромжтойд тооцогддог. Жишээлбэл эрүүл мэндийн салбарт оруулсан хөрөнгө оруулалтыг тооцон, эрүүл байхын үр ашгийг нэг ам.долларт шилжүүлэн тооцдог. Илүү дэлгэрэнгүйг Хавсралт Д-д үзүүлэв.

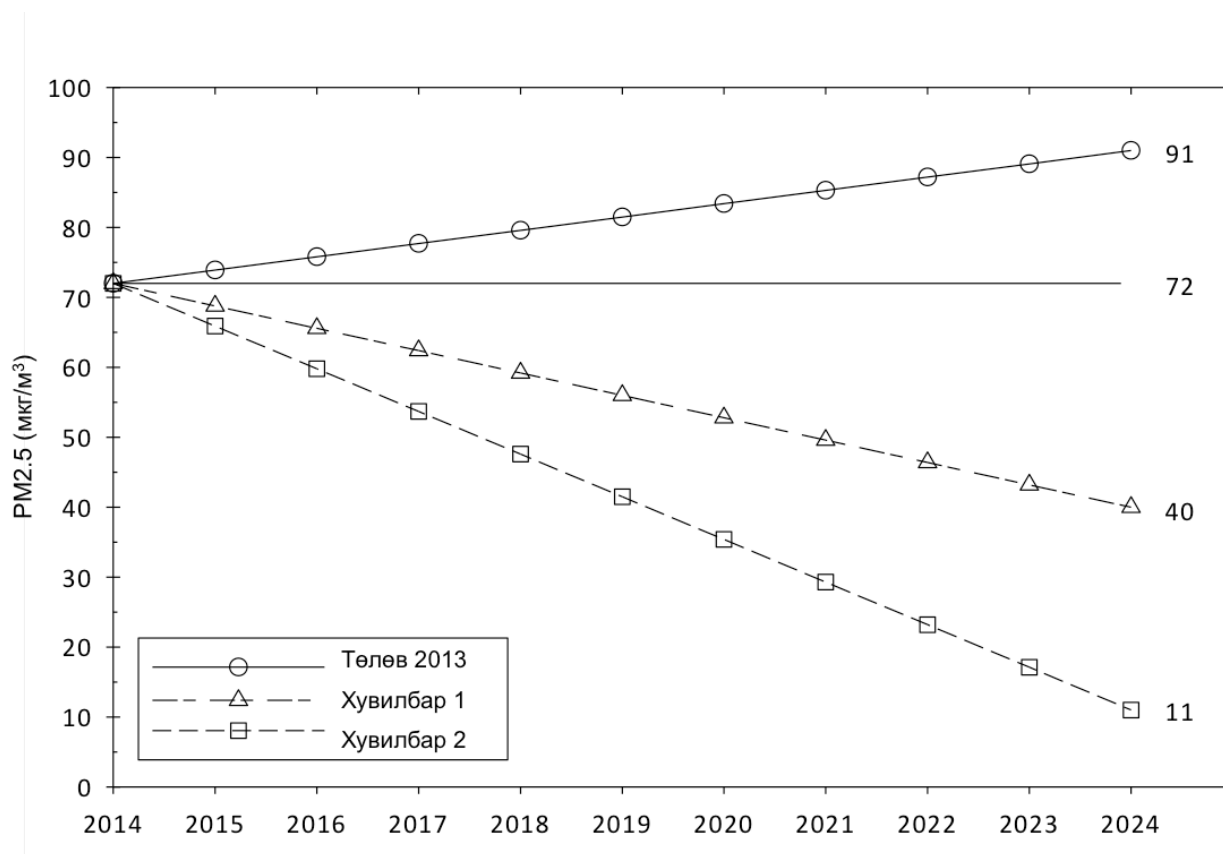
СУДАЛГААНЫ ҮР ДҮН

Судалгааны хүрээнд нэгдүгээрт, одоогийн байгаа агаарын бохирдлын түвшинд (Суурь түвшин – Baseline) нийслэл хотын иргэдийн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийг үнэлэн улмаар агаарын бохирдлын түвшинг бууруулах гурван хувилбар тус бүрээр тооцон эрүүл мэндийн ачааллын үзүүлэлтүүдийг үнэллээ.

ӨРТӨЛТИЙН ХЭМЖЭЭ

Энэхүү судалгаанд нийт өртөлтийг тооцохдоо гадаад болон дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламж дээр үндэслэсэн бөгөөд хүн амзүйгээр нь ялган өдөрт хэдэн цагийг хаана өнгөрүүлдэг зэрэг үзүүлэлтүүдтэй нь холбон судалсан. Дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламжийг тооцохдоо тамхи таталт, зуухнаас шүүрч ялгарах утаа болон

сууцны төрлөөс хамааран гадаад орчны агаараас гэр лүү нэвтрэх агаарын бохирдол, нарийн ширхэглэгт тоосонцорыг (PM2.5) тус тус тооцлоо³. Гадаад орчны агаарын бохирдлыг загварчлалын аргаар тооцсон бөгөөд дэлгэрэнгүй тайлбарыг Хавсралт Б-д үзүүлэв. Дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламжийн тооцоог Хавсралт В-д, нийт өртөлтийн хэмжээг цагаар нь тооцож гаргасныг Хавсралт Г-д тус тус үзүүлэв.



Зураг 1. Хүн амд жинлэсэн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж хэмжээ. Суурь түвшин болох 2014 оноос 2024 он хүртэл гадаад орчны агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн дундаж хэмжээг хувилбар тус бүрээр нийслэлийн нийт хүн амд жинлэсэн дүнг шугаман байдлаар үзүүллээ⁴.

Зураг 1-т судалгааны явцад хэмжсэн хувилбар тус бүр дэх гадаад орчны агаарын бохирдлын агууламжид үндэслэн хүн амын өртөлтийн хэмжээ, эрүүл мэндийн нөлөөллийн үр дүнг тооцон харуулсан. Үүнд цаашид бий болох боломжтой агаарын бохирдлын эх үүсвэрүүдийг тооцоогүй болно. Дээрх зургаас харахад Хувилбар 1-ийг хэрэгжүүлэхэд хэдийгээр гадаад орчны агаарын бохирдлын агууламж буурч байгаа боловч Хувилбар 2-той харьцуулахад агаарын бохирдлын агууламжийг олон улсын стандартад нийцэхүйц хэмжээнд хүргэх боломжгүй нь харагдаж байна.

Хүснэгт 1-т Судалгааны ажлын эцсийн шатанд хийгдсэн хүн амын агаарын бохирдлын өртөлтийн жилийн дундаж хэмжээг хувилбар тус бүрт орчны болон дам тамхидалтын

³ Ажлын байран дахь өртөлтийн хэмжээг энэ судалгаанд тооцоогүй болно.

⁴ 2014 оны загварт олон төрлийн хүчин зүйлсийг тооцсон ба үүнд загварын бус эх үүсвэрүүд, ерөнхий туршилтын загвар зэргийг тооцсон. 2024 оны загварт нийт хүн амд жинлэсэн жилийн дундаж өртөлтийг 10 мкг/м³ хүртэл нарийн ширхэглэгт тоосонцорт (PM2.5) харьцуулан тооцож авсан ба бусад үйлдвэрлэл, замын болон салхинаас үүсч буй тоосонцоруудыг энэ загварт оруулаагүй болно. Энэхүү 10 мкг/м³ дахь өртөлтийн хэмжээг 2024 онд тооцсон хувилбар тус бүрийн өртөлтөд шилжүүлэн үнэллээ.

өртөлтийн хувиар үзүүллээ. Нийслэлийн иргэдийг амьдрах сууцны төрлөөр нь ангилан хувилбар тус бүрээр харьцуулсан дэлгэрэнгүй мэдээллийг Хавсралт Г-д үзүүлэв.

Хүснэгт 1. Нийт хүн амын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт

	Жилийн дундаж (мкг/м ³)	Дотоод орчны агаарын өртөлт (хувиар)	Гадаад орчны агаарын өртөлт (хувиар)	Дам тамхидалтын өртөлт (хувиар)
Суурь түвшин – Нийт хүн ам	68.0	71.9	7.3	20.8
Гэрт оршин суугчид	78.6	75.8	6.2	18.0
Амины байшинд оршин суугчид	78.0	75.2	6.7	18.1
Орон сууцанд оршин суугчид	57.0	66.7	8.5	24.8
Төлөв 2013 – Нийт хүн ам	74.7	71.9	9.2	18.9
Гэрт оршин суугчид	85.8	75.7	7.8	16.5
Амины байшинд оршин суугчид	83.0	74.5	8.5	17.0
Орон сууцанд оршин суугчид	69.8	69.9	9.8	20.3
Хувилбар 1 – Нийт хүн ам	46.9	62.7	6.8	30.5
Гэрт оршин суугчид	70.3	75.5	4.4	20.1
Амины байшинд оршин суугчид	58.1	67.8	6.2	26.0
Орон сууцанд оршин суугчид	38.4	55.3	7.9	36.8
Хувилбар 2 – Нийт хүн ам	21.5	29.8	4.4	65.8
Гэрт оршин суугчид	23.5	35.9	4.0	60.1
Амины байшинд оршин суугчид	21.0	28.1	4.5	67.4
Орон сууцанд оршин суугчид	21.2	28.6	4.6	66.8

Суурь түвшин: Нийслэлийн хүн амын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн жилийн дундаж хэмжээ одоогийн байдлаар 68.0 мкг/м³ (МСС-ийн сайжруулсан зуухаар бүрэн сольсон тохиолдолд) байна. Нийт өртөлтийн ойролцоогоор 71.9% нь дотоод орчинд, 7.3% нь гадаад орчноос үүдэлтэй байна. Гэртээ тамхи татсаны улмаас үүссэн дам тамхидалтын өртөлт нь дээрх үзүүлэлтүүдтэй эн зэрэгцэх хэмжээнд буюу 20.8% байгаа бөгөөд үүнд зөвхөн идэвхтэй тамхи татагчдаас гадна дам тамхидалтад өртөгсөд буюу хүүхэд, насанд хүрэгчид мөн адил багтаж байна. Эндээс дүгнэхэд дотоод орчны бохирдол нь эрүүл мэндэд хамгийн их сөрөг нөлөө үзүүлж байна. Мөн гэр, болон байшинд оршин суугчдын өртөлт нь төвлөрсөн халаалттай орон сууцанд оршин суугчдын өртөлттэй харьцуулахад өндөр байна.

Төлөв 2013: Дараагийн 10 жилд дотоод болон гадаад орчны үүсвэрүүд болон тамхи таталтын харьцаа хэвээр байх ба өртөлтийн хэмжээ одоо байгаа түвшингөөс бага зэрэг өөрчлөгдөх хэдий ч хүн амын өсөлттэй холбоотойгоор гадаад орчны агаарын бохирдлын хэмжээ ихэснэ. Иймд агаарын бохирдол болон түүнээс үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөлөл нэмэгдэнэ.

Хувилбар 1: Энэ хувилбарын тооцооны дагуу гэр болон байшинд оршин суугчдад утаа бага ялгаруулдаг илүү дэвшилтэт зуух түгээх, халаалтын зуухыг 70%, цахилгаан станцуудын утааны ялгаралтыг шинэчилж 50%, тээврийн хэрэгслийн утааг 80% тус тус бууруулж, төвлөрсөн халаалттай орон сууцанд амьдрах иргэдийн тоог 3% нэмэгдүүлж, шинээр үүсэх эрчим хүчний хэрэглээг сэргээгдэх эрчим хүчээр хангах зэрэг арга хэмжээг авч хэрэгжүүлснээр гадаад орчны утааны ялгаралтыг багасгаж агаарын бохирдлын өртөлт 47%-аар буурна. Энэ үед дотоод үүсвэрүүдээс үүдэлтэй өртөлт харьцангуй өндөр байх боловч дотоод (гаднаас нэвтрэх замаар дотор орсон) болон гадаад үүсвэрүүдээс үүдэлтэй өртөлт буурснаар агаарын чанар бодитойгоор сайжирна. Ингэснээр тамхи таталттай холбоотой өртөлтийн эзлэх хувь ихэснэ. 2013 оноос Улаанбаатар хотод хэрэгжиж эхэлсэн олон нийтийн газар тамхи татахыг хориглосон зохицуулалт нь өндөр үр дүнтэй байх юм. Нийт хүн амын дунд тамхидалтын эсрэг эрүүл мэндийн боловсролыг дээшлүүлэх шаардлагатай.

Хувилбар 2: Энэ хувилбарын дагуу агаарын бохирдлыг бууруулах чиглэлээр илүү эрчимтэй үйл ажиллагаа явуулснаар хүн амын эрүүл мэндийн агаарын бохирдлын нөлөөлөлд өртөх байдал 71.2%-аар багасна. Хувилбар 2-т гэр хорооллын айл өрхүүдийг хийн түлшинд бүрэн шилжүүлэх эсвэл төвлөрсөн халаалтад холбох, бүх халаалтын зуухыг ашиглалтаас гаргах, тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтыг 25%-аар бууруулах зэрэг эрс шийдэмгий арга хэмжээнүүдийг тусгасан болно.

ЭРҮҮЛ МЭНДИЙН НӨЛӨӨЛӨЛ

Агаарын бохирдлын эрүүл мэндийн нөлөөллийг нотолгоонд тулгуурлан, хэтийн төлөв болон эрүүл мэндийн ачааллыг тооцох аргачлалын задаргааг Хавсралт Д-ээс үзнэ үү⁵. Бид Улаанбаатар хотын өнөөгийн агаарын бохирдлын өртөлт эрүүл мэндэд хэрхэн нөлөөлж байгааг тогтоож, улмаар Төлөв 2013-аар дараагийн 10 жилд тухайн үзүүлэлт

⁵ Эрүүл мэндийн суурь үзүүлэлтүүдийг бид Эрүүл мэндийн яамнаас гаргасан мэдээллийг олон улсын Эрүүл Мэндийн Хэмжилт, Үнэлгээний Хүрээлэнгээс (Institute for Health Measurement and Evaluation – IHME) гаргадаг дүн мэдээтэй харьцуулсан. Энэхүү олон улсын мэдээллийн сан нь Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллыг тооцох аргачлалын дагуу улс орнуудын эрүүл мэндийн үзүүлэлтүүдийг нэгтгэн гаргадаг юм. Хавсралт E–д дэлгэрэнгүйг үзүүлэв.

хэрхэн өөрчлөгдөх, мөн бохирдлын эсрэг эрчимтэй нэмэлт арга хэмжээнүүд авснаар (Хувилбар 1, 2) эрүүл мэндэд нөлөөлөх байдлыг тус тус дүгнэлээ.

Суурь түвшин: Улаанбаатар хотын агаарын бохирдол нь өвчний үндсэн шалтгаан болж Хүснэгт 2-ын эхний баганад үзүүлсэнчлэн цаг бус нас баралт болон ӨААЖ-д нөлөөлж байна. Зураг 2-т өвчлөлийн бүтцийг харуулсан бөгөөд үүнд цаг бус нас баралтад зүрх судасны өвчин (зүрхэнд цус хомсрох эмгэг, шигдээс) давамгайлж байгаа бол ӨААЖ-д хүүхдийн уушгины хатгалгаа буюу АДЗЦХ давамгайлж байна.

Өвчлөлийн эрсдэлт хүчин зүйлсийг тооцох өөр нэг арга нь “хүн амд ногдох эрсдэлийн хэсэг – ХАНХ” (pollution attributable risk fraction – PAF) буюу тухайн хүн амд эзлэх өвчлөлийн хувийг тооцох юм. Хүснэгт 3-т дурдсан үндсэн таван өвчлөлийн ХАНХ-ийг хувилбар тус бүрээр дараагийн 10 жилд гарах өөрчлөлтийг үзүүллээ. Суурь түвшинд ХАНХ-д зүрхний шигдээс 42%, уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин 17% байна. Эндээс дүгнэхэд агаарын бохирдлыг амжилттай бууруулж чадвал тухайн өвчлөлүүдийн эрсдлийг төдий хэмжээгээр бууруулах боломжтой юм.

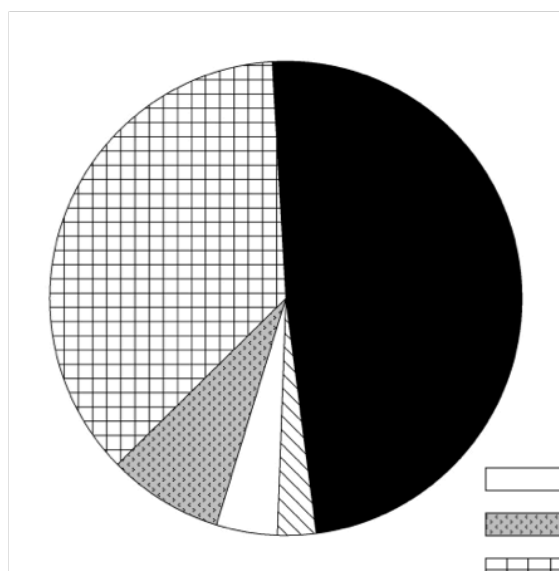
Хүснэгт 2. Цаг бус нас баралт болон ӨААЖ, хувилбар тус бүрээр

	2014 – 2024 онд өссөн дүнгээр, бодит тоо (1000 хүн амд)	2014 оны нэг жилийн хугацааны дүн, бодит тоо (1000 хүн амд)	2024 оны нэг жилийн хугацааны дүн, бодит тоо (1000 хүн амд)
Цаг бус нас баралт			
Төлөв 2013	16,200 (10.1)		1,710 (0.92)
Хувилбар 1	14,400 (9.0)	1,250 (0.92)	1,340 (0.72)
Хувилбар 2	11,600 (7.4)		580 (0.31)
ӨААЖ			
Төлөв 2013	510,000 (310)		54,000 (29)
Хувилбар 1	440,000 (270)	38,000 (28)	40,000 (22)
Хувилбар 2	340,000 (220)		15,400 (8.3)

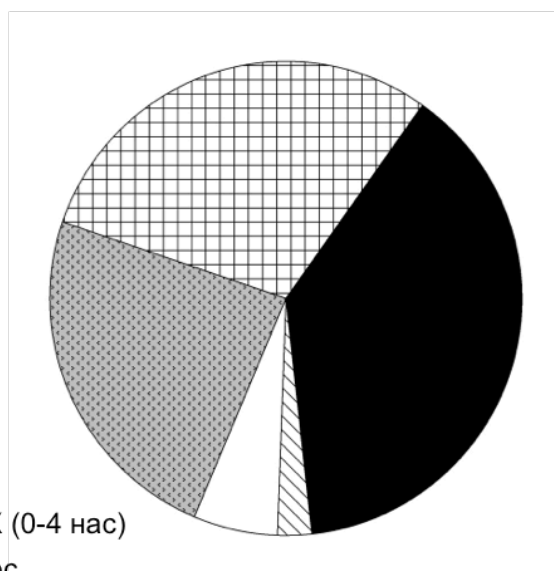
Хүснэгт 3. Агаарын бохирдлоос үүдэлтэй үндсэн таван өвчлөлийн хүн амд ногдох хэсгийг (ХАНХ) тооцсон дүн (%), хувилбар тус бүрээр.

	Суурь түвшин (2014)	Төлөв 2013 (2024)	Хувилбар 1 (2024)	Хувилбар 2 (2024)
Уушгины хавдар	19.5	21.2	13.6	4.3
ЗЦХЭ	18.8	19.7	15.3	6.8
Шигдээс	41.7	42.6	37.2	18.0
АДЗЦХ (0-4 нас)	32.0	34.7	21.1	4.6
УАБӨ	16.6	17.8	12.0	4.2

Суурь түвшин дэх нас баралт (2014)

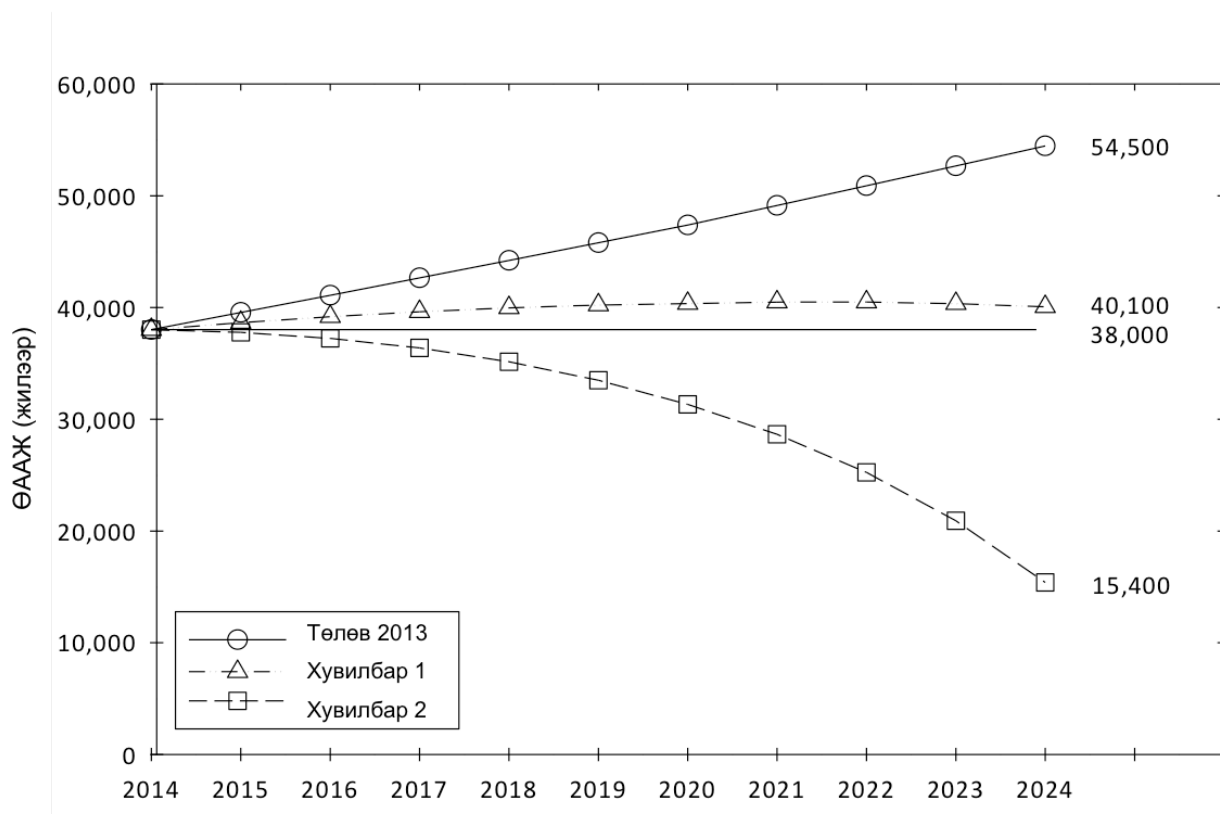


Суурь түвшин дэх ӨААЖ (2014)



Зураг 2. Улаанбаатар хотын агаарын бохирдлоос үүдэлтэй цаг бус нас баралт (зүүн) болон ӨААЖ-ийн (баруун) өвчлөлийн бүтэц.

Төлөв 2013: Төлөв 2013-т дараагийн 10 жилд эрүүл мэндийн нөлөөлөл нь ӨААЖ-ийн хэмжилтийн дагуу аажмаар нэмэгдэнэ (Зураг 3). Энэ хугацаанд агаарын бохирдлын өртөлт бага хэмжээгээр аажим нэмэгдэх (Хүснэгт 1) боловч энэхүү нөлөөлөл нь дараагийн 10 жилд 35%-аар өсөх хүн амын өсөлттэй холбоотойгоор нэмэгдэх юм (дэлгэрэнгүйг Хавсралт Ё-с үзнэ үү). Хүснэгт 3-т үзүүлсэнчлэн агаарын бохирдлоос үүдэлтэй өвчлөлийн ХАНХ-ийн хувь 2024 онд суурь түвшинтэй харьцуулахад өссөн дүнтэй байна.

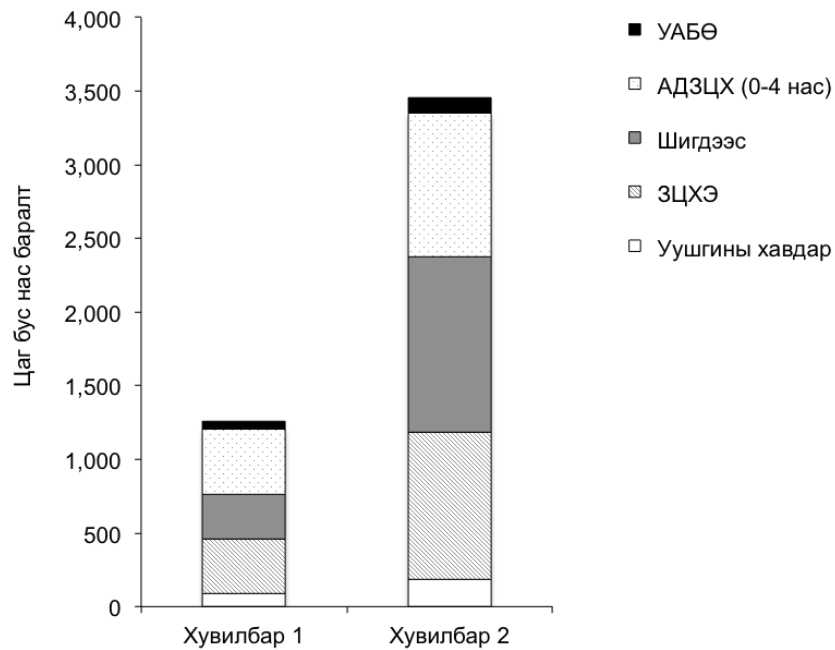


Зураг 3. Үнэлгээ хийгдсэн дараагийн 10 жилийн агаарын бохирдлоос үүдэлтэй эрүүл мэндийн нөлөөлөл, хувилбар тус бүрээр: ӨААЖ/жил. Зөвхөн Хувилбар 2-д ӨААЖ буурч байна.

Хувилбар 1: Зураг 3-т дараагийн 10 жилд тодорхой зохион байгуулалттай арга хэмжээг авч хэрэгжүүлснээр агаарын бохирдлын хэмжээ багасч жилийн эрүүл мэндийн нөлөөлөл Төлөв 2013-тэй харьцуулахад аажмаар буурч байгаа нь харагдаж байна. Зураг 4-т үзүүлснээр Хувилбар 1-ийг амжилттай хэрэгжүүлснээр цаг бус нас баралт нийт 2000 гаруй нэгжээр буурна. Зураг 5-т үзүүлснээр 5 хүртэл насны хүүхдийн уушгины хатгалгаанаас үүдэлтэй ӨААЖ багасах төдийгүй насанд хүрэгчдэд ч мөн адил эрүүл мэндийн эерэг нөлөө үзүүлэхээр байна. Хувилбар 1 нь өвчлөлийн хэмжээний бууралтаар Төлөв 2013-тай харьцуулахад илүү үр дүнтэй байгаа хэдий ч Суурь түвшинтэй харьцуулахад жилийн хүн амд жинэлсэн эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг бодитоор бууруулж чадахгүй байна. Өөрөөр хэлбэр энэ нь зөвхөн хүн амын өсөлтийн түвшинд дүйцэхүйц хэмжээнд байгаа юм.

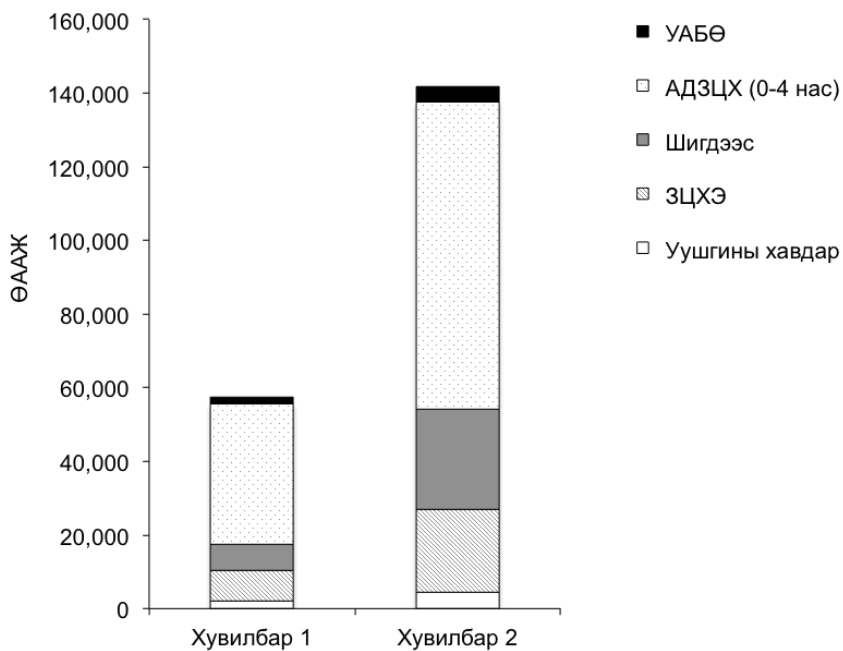
Хүснэгт 3-т үзүүлсэнчлэн агаарын бохирдлоос үүдэлтэй өвчлөлийн ХАНХ-ийн хувь 2024 онд суурь түвшинтэй харьцуулахад буурна. Ийнхүү ХАНХ-д зүрхний шигдээс 37%, уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин 12% болно.

Цаг бус нас баралтыг Төлөв 2013-тай харьцуулахад,
2014-2024



Зураг 4. Үнэлгээ хийгдсэн хугацаан дахь Хувилбар 1, 2-ын үеийн цаг бус нас баралтын тооцоог өссөн дүнгээр Төлөв 2013-тэй харьцуулсан дүн. Хувилбар 2 нь Хувилбар 1-тэй харьцуулахад нас баралтыг 2.6 дахин бууруулна.

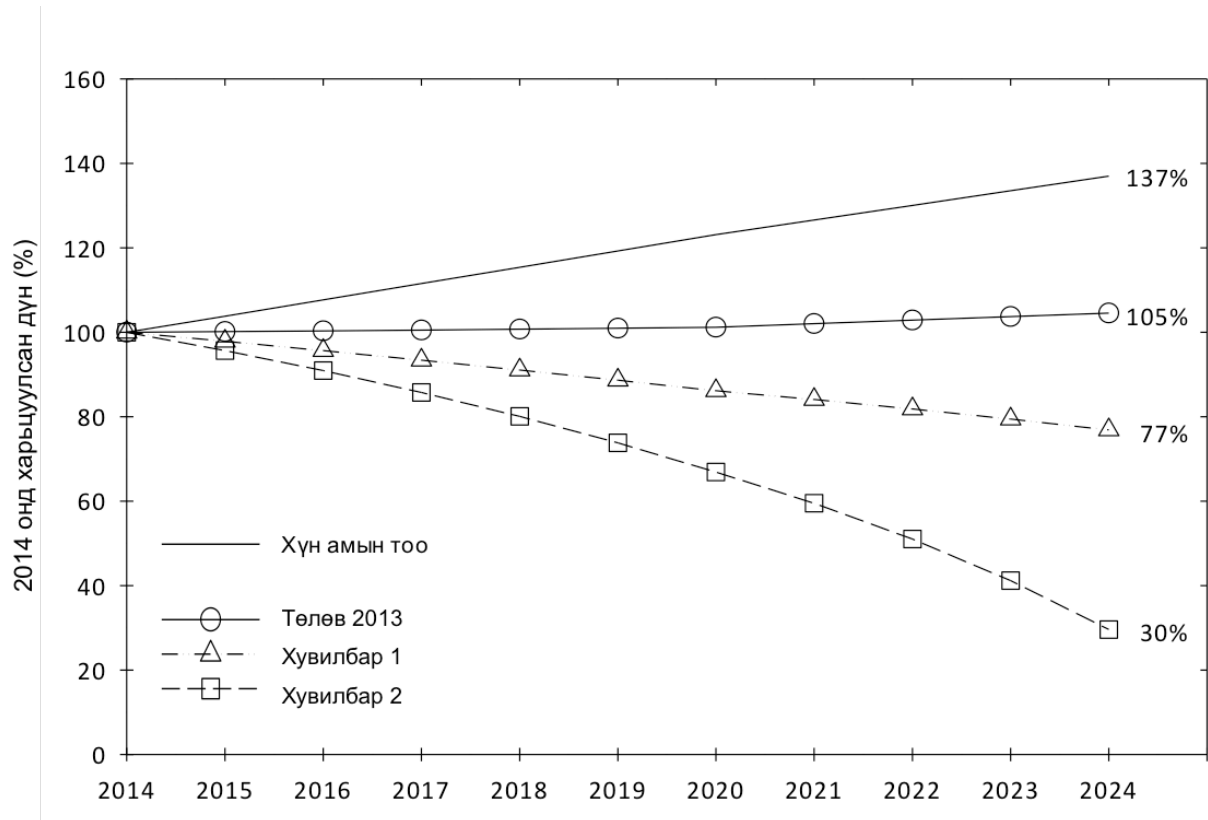
ӨААЖ-ийг Төлөв 2013-тай харьцуулахад,
2014-2024



Зураг 5. Үнэлгээ хийгдсэн хугацаан дахь Хувилбар 1, 2-ын үеийн ӨААЖ-ийн тооцоог өссөн дүнгээр Төлөв 2013-тай харьцуулсан дүн. Хүүхдийн АДЗЦХ илүү буурсан байна.

Хувилбар 2: Айл өрхүүдийн хэрэглээнээс хатуу түлшний зуухыг бүрэн халах гэх мэт бохирдолд илүү эрчимтэйгээр хяналт тавьж тодорхой зохион байгуулалттай арга хэмжээг амжилттай авч хэрэгжүүлснээр Хувилбар 1-тэй харьцуулахад эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөлөл Суурь түвшинөөс 60%-аар буурах юм.

Зураг 5-г үзүүлснээр хувилбар тус бүрийн хэрэгжилт нь хүүхдийн уушгины хатгалгаа болон насанд хүрэгчдийн зүрх судасны өвчлөлийн бууралтад хамгийн ихээр нөлөөлнө.



Зураг 6. Үнэлгээний хугацаан дахь хотын хүн амын өсөлтийн хандлага болон нэг хүнд ногдох ӨААЖ-ийн тооцоо, хувилбар тус бүрээр. 2014 оныг 100%-д тооцов.

Энэхүү үнэлгээний үр дүнг бодит тоон утгаар илэрхийлэхээс гадна нэг хүнд ногдох хувиар илэрхийлэх нь илүү оновчтой юм (Хүснэгт 2). Зураг 6-д судалгааны хугацаан дахь хүн амын өсөлтөд тулгуурлан нэг хүнд ногдох ӨААЖ-ийн цаашдын хандлагыг харуулсан бөгөөд үүнд Улаанбаатар хотын хүн ам 2014 онд 1,4 сая байсан бол 2024 онд 1,9 саяд хүрч өсөхөөр тооцсон. Ийм нөхцөлд нэг хүнд ногдох Төлөв 2013 ерөнхийдөө өөрчлөгдөхгүй нэг түвшинд байхаар ажиглагдаж байгаа бол Хувилбар 1-ийн хувьд эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөлөл хүн амын өсөлттэй ижил хувиар буурч байгаа бол Хувилбар 2-ыг хэрэгжүүлснээр нэг хүнд ногдох эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөлөл мэдэгдэхүйц хэмжээнд буурч байгаа нь харагдаж байна.

ДҮГНЭЛТ

Энэхүү судалгаа нь нийт хүн амын шилжилт хөдөлгөөн, өрхийн ам бүлийн тоо, сууцны төрөл, эрүүл мэндийн байдал, нийслэлийн гадаад болон дотоод орчны бохирдлын 2014-2024 оны төлөвийг харуулсан гэх мэт олон төрлийн мэдээллийн эх үүсвэрийг нэгтгэн, дүн шинжилгээ хийсний үндсэн дээр боловсруулагдсан үнэлгээ юм. Дээрх боловсруулсан мэдээллүүдийг нэгтгэн олон улсад ашиглагдаж буй өвчлөлийн төрөл зүйлээр нь өртөлт-хариу үйлдлийн муруйг ашиглан эрүүл мэндийн нөлөөллийн үнэлгээг гаргасан. Эдгээр мэдээллүүдийг цуглуулсан эх сурвалжууд нь өөр хоорондоо зөрүүтэй байсан зэргээс шалтгаалан бид цуглуулсан мэдээллээ дахин нягталж, бодит зөвийг нь сонгож авах шаардлагатай тулгарч байсан. Тиймээс бид эцсийн үр дүнгийн хэсэгт бодит таамаглал дэвшүүлж чадаагүй боловч Хавсралт Д-д хязгаарлагдмал талуудаа дурдсан болно.

Хэдийгээр цуглуулсан өгөгдөл, мэдээллүүд нь харилцан адилгүй дүнтэй байсан боловч бидний жил жилээр тооцон гаргасан цаг бус нас баралт болон ӨААЖ-ийн тоон үзүүлэлтүүдэд их зөрүүтэй өөрчлөлт орохгүй гэж бид үзэж байна.

Түүнчлэн тоон үзүүлэлтүүдийн зөрүү нь хувилбар тус бүрийн эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийн үзүүлэлтүүдийн ялгааг илтгэхэд чиглэсэн юм. Улаанбаатар хотын агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн дундаж хэмжээ олон улсын стандарт түвшингөөс олон дахин хэтэрсэн байна. Хэрвээ ямар нэгэн эрс шийдэмгий цогц арга хэмжээ авч хэрэгжүүлэхгүй бол дараагийн 10 жилд энэ хэмжээ нь аажмаар ихсэх ба эрүүл мэндийн нийт нөлөөллийн нэг хүнд ногдох хувь мөн адил нэмэгдэх болно.

Судалгааны ажлын хүрээнд төлөвлөсөн (Хувилбар 1) агаарын бохирдлын агууламжийг тодорхой хэмжээнд зохицуулалттай бууруулах багц арга хэмжээг цогцоор нь авч хэрэгжүүлснээр нэг хүнд ногдох ӨААЖ-ийг 25%-аар бууруулж байгаа ч олон улсын стандартаас мөн л өндөр байхаар байна. Судалгааны хүрээнд төлөвлөсөн (Хувилбар 2) илүү эрс шийдэмгий арга хэмжээ авах хувилбар нь айл өрхүүдийн хатуу түлшний хэрэглээг бүрэн халах зэрэг арга хэмжээг хэрэгжүүлснээр судалгааны тооцооллын түвшинд эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг 60%, түүний нэг хүнд ногдох хувь хэмжээг 70%-аар тус тус бууруулж өртөлтийн түвшинг олон улсын жишигт нийцүүлэх боломжтойг харууллаа.

Судалгааг гүйцэтгэх ажлын даалгаварт дээрх хувилбар тус бүрийн агаарын бохирдлыг бууруулах зардлын тооцоог оруулаагүй бөгөөд үүнийг тооцох нь стратеги бодлогын хүрээнд авч хэлэлцэх асуудал юм. Судалгааны багийн зүгээс дээрх хувилбар тус бүрт тооцох хэмжилтүүд нь техникийн хувьд хэрэгжүүлэх боломжтой, бусад улс орнуудад хэрэглэгддэг аргачлал гэдгийг онцлон хэлэх нь зүйтэй. Өнөөгийн бий болоод буй эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөлөл, энэхүү судалгааны үр дүнгээс харахад эрс шийдэмгий үйл ажиллагаа явуулж нөлөөллийг бууруулах шаардлага тулгарч буйг харуулж байгаа бөгөөд бидний зүгээс Улаанбаатар хотын удирдлага, бодлого боловсруулагчдад энэхүү асуудлыг анхааралдаа авч илүү эрчимтэй, дорвитой үйл ажиллагаа явуулах шаардлагатай байгааг анхааруулж байна. Ингэхдээ дэлхийн бусад улс орнуудын туршлагаас суралцан хэрэгжүүлэх хэрэгтэй бөгөөд үүний нэг тод жишээ нь 1950-аад оны үед их хэмжээний бохирдолтой байсан Лондон хот өрхийн хэрэглээнд нүүрс ашиглахыг бүрэн хориглох зэрэг шат дараалсан бодлогыг амжилттай авч хэрэгжүүлснээр өнөөдөр дэлхийн цэвэр хотуудын нэг болж чадсан явдал юм.

ХАВСРАЛТ А.

НАРИЙВЧИЛСАН ТАЙЛБАР, МЭДЭЭЛЛИЙН ЭХ ҮҮСВЭРҮҮД

Агаарын чанарыг сайжруулах одоогийн болон ирээдүйд хэрэгжүүлэх арга хэмжээ, айл өрхүүдийн түлшний ашиглалт, түүнчлэн бусад агаар бохирдуулагч эх үүсвэрүүд тухайлбал цахилгаан станц, тээврийн хэрэгслүүд зэргийг холбон тооцохгүйгээр агаарын бохирдлоос хамаарах эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг үнэлэх боломжгүй юм. Бид хувилбар тус бүрийг тооцоог хийхдээ салбарын мэргэжилтнүүдтэй шат дараалсан ярилцлага хийж тэдгээр хүмүүс сүүлийн үед маш хурдацтайгаар өсөн нэмэгдэж буй эрчим хүчний хэрэгцээ, шаардлага болон агаарын бохирдлын асуудлыг хэрхэн шийдвэрлэх боломжуудын талаар өөрсдийн бодлоо илэрхийлснийг тусгасан. Мөн дээрх ярилцлагуудад үндэслэн хувилбар тус бүрийг 2014 оны 1 дүгээр сараас эхлэн дараагийн 10 жилийн хугацаанд тооцож боловсруулахаар тогтсон болно. Судалгааны суурь түвшин болон өнөөгийн халаалт, цахилгаан станцуудын ажиллагаа, авто тээврийн хэрэгслүүдийн талаарх мэдээллийг засгийн газраас гаргасан тайлан мэдээ болон сүүлийн үед хэвлэгдэн гарсан эрдэм шинжилгээний өгүүллэгүүд зэргээс авч ашигласан бөгөөд Төлөв 2013-ыг засгийн газраас хэрэгжүүлж буй бусад төслүүдийн үр дүн, зөвлөмж болон судалгааны багийн гишүүдийн саналын дагуу боловсруулсан. Хувилбар 1, 2-т Төлөв 2013 дээр дурдсан 3 үндсэн бохирдуулагч эх үүсвэрт илүү дэвшилтэт технологи нэвтрүүлэх болон эрс шийдэмгий сайжруулалт хийснээр агаарын чанарт хэрхэн нөлөөлөх байдлыг тооцож үнэлсэн.

Суурь түвшин болон хувилбар тус бүрт хийгдэхээр тусгагдсан үйл ажиллагаа нь өрхийн орон сууц болон зуухны төрөл, гадаад ба дотоод орчны агаар дахь тоосонцорын агууламжаар үнэлэгдэнэ. Судалгаанд нийт өртөлтийг насанд хүрэгчид болон хүүхэд гэж тусад нь тооцсон бөгөөд агууламж, өртөлт, эрүүл мэндийн ачааллын үнэлгээний аргуудыг хавсралтуудад тодорхой тусгасан болно.

Халаалтын хэлбэрүүд⁶

Судалгаанд Улаанбаатар хотын гэр хорооллын айл өрхүүдийг сууцны төрлөөр нь гэр, байшин, орон сууц гэсэн гурван үндсэн бүлэг болгон үзэж нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) эх үүсвэр болон өртөлтийг тооцсон.

Гэр гэдэг нь төв Азийн улсуудын сууц хэлбэрийн мод, эсгийгээр хийсэн уламжлалт сууц; *байшин* гэдэг нь нэг айл суух ихэвчлэн мод, цемент, тоосгоор барьсан барууны маягийн гэрээс бусад хэлбэрийн сууц; *орон сууц* гэдэг нь хоёр болон түүнээс дээш тооны айл өрх амьдран суух байшин бөгөөд ихэвчлэн хэдэн арван айл амьдардаг барилга юм.

Гэр болон байшин сууц нь түүхий нүүрсийг шатаах замаар халаалтаа шийддэг зуух ашигладаг. Монгол улс сүүлийн 10 гаруй жилийн хугацаанд энэхүү зуухыг сольж илүү шаталттай сайжруулсан зуухыг нэвтрүүлэх олон хөтөлбөрүүдийг хэрэгжүүлж байна.

МСС-ийн Эрчим хүч, Байгаль орчны төслийн хүрээнд уламжлалт зуухыг сайжруулсан зуухаар солих ажил эрчимтэй хийгдсэн. Энэ ажлын хүрээнд нийт 97,230 зуухыг айл өрхүүдэд тараасан бөгөөд үүнд Өлзий, Хас, Дөл зуухнууд орох бөгөөд эдгээр зуухнуудыг бид нийтэд нь “МСС-ийн сайжруулсан зуух” гэж үзсэн.

⁶ Зуухнаас гарсан утааны ялгаралтын хэмжээ, нам даралтын зуух ба авто тээврийн хэрэгслийг 2.85 дахин өсгөж одоогийн гадаад орчны агаарын хэмжилттэй дүйцүүлэн тооцлоо. Үүнийг бусад хувилбарууд дээр мөн адилаар тооцсон болно.

Монгол Улсын Засгийн Газраас 2013 оноос эхлэн уламжлалт зуухыг 45,000 гаруй МСС-ийн сайжруулсан зуухаар солих хөтөлбөрийг хэрэгжүүлж байна. Бусад халаалтын төрлүүдэд хагас коксжсон нүүрсэн зуух, нам даралтын зуух, халаалтын зуух болон цэвэр төвийн халаалт зэрэг орно.

МСС-ийн сайжруулсан зуух нь уламжлалт зуухтай харьцуулахад өдрийн дундаж агаарын бохирдлын ялгаралт нь (PM2.5 гр/өдөр) 67%-аар буурсан үзүүлэлттэй байгаа нь дотоод агаарын бохирдлын хэмжээг 16%-аар бууруулсан дүнтэй байна.

Хагас коксжсон нүүрсээр галладаг ердийн айл өрхийн ашигладаг халаах зуух болон халаалтын зуухууд нь гадаад орчинд утааны ялгаралтыг бий болгодог, харин дотоод орчинд утаа ялгаруулахгүй. Нам даралтын зуух болон төвлөрсөн уурын түгээлт нь эрчим хүч болон халаалтын хосолмол үйлдвэрлэлийн явцад бий болдог.

Бид бага хэмжээний нарийн ширхэглэгт тоосонцорыг (PM2.5) үүсгэж буй бусад халаалтын төрлүүдийг “бусад сайжруулсан халаалтын төрлүүд” нэртэйгээр оруулсан ба энэхүү төрөлд нь эрчим хүчний хангамжийг нэмэгдүүлэх төрийн бодлого төлөвлөгөөтэй тохирч байгаа юм. Энэхүү ирээдүйн шинэ технологийн зуух нь утааны ялгаралтыг МСС-ийн сайжруулсан зуухны утааны ялгаралтаас даруй 60%-аар, дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээг 16%-аар дахин нэмэлтээр бууруулна гэж тооцсон.⁷

Зуух нь зөвхөн гэр ба байшинд зориулагдсан ба нэг өрхөд нэг зуух ашиглагдана гэж тооцсон. Нам даралтын зуух зөвхөн байшинтай айлд тохирох бол халаалтын зуух нь орон сууцанд л байхаар тооцсон. Түүнчлэн уурын халаалт ба бусад сайжруулсан халаалтын төрлүүд нь бүх төрлийн орон сууцанд байхаар тооцоолсон.

Суурь түвшин – д МСС-ийн зуухнуудыг төрийн бодлогын хүрээнд тараасан ба 2013 онд эдгээр МСС-ийн зуухнуудын борлуулалтыг банк зохицуулдаг болсон. Төрийн бодлогын хүрээнд нам даралтын зуух, сайжруулсан халаалт, хагас коксжсон нүүрсэн зуухны аль нэгийг ашигладаггүй гэр хорооллын өрхүүдэд ойрын хугацаанд МСС-ийн сайжруулсан зуухыг 100% суурилуулах зорилго тавьсан. Дээрх үндэслэлээр Баянгол дүүрэг⁸ болон бусад нам даралтын зуух бүхий айл өрхүүдээс бусад нийслэлийн бүх дүүргийн өрхүүдэд МСС-ийн сайжруулсан зуухыг 100% тараасан байна. Цэвэр Агаар Сангийн мэргэжилтнүүдийн мэдээлснээр 2013 оны байдлаар Улаанбаатар хотод 20,000 нам даралтын зуух (нийт байшинтай өрхүүдийн 19% нь) бүхий байшинтай өрхүүд байна. Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн Хорооноос гаргасан баримтаар 2010 оны байдлаар нийт 14,186 нам даралтын зуухтай айл өрх Улаанбаатар хотод байгаа гэсэн нь дээрх мэдээллийг баталж байна. Мөн түүнчлэн нийт орон сууцны 86% нь төвийн халаалтаас дулаанаар хангагддаг болохыг мэдээллэсэн байдаг. Эдгээр тоо баримтууд нь 2014 онд⁹ мөн хэвээр байна гэж үзэн судалгаандаа оруулсан. Холбогдох албаны мэргэжилтнүүдийн мэдээлснээр 2013-2014 онд шилжих өвөл орон сууцанд амьдардаг үлдсэн 14%-д багтах айл өрхүүд нь 189 халаалтын зуухаар дулаанаа хангадаг гэж тодорхойлсон¹⁰.

Төлөв 2013-ын дагуу бүх гэр, нам даралтын зуух хэрэглэдэггүй нийт байшингууд нь МСС-ийн сайжруулсан зуухаар бүрэн солигдоно гэж үзсэн. Энэ хувилбар нь суурь түвшингээс

⁷ Ирээдүйн шинэ дэвшилтэт зуух нь утаа бууруулдаг байна гэж тооцсон.

⁸ Баянгол дүүрэг дэх түүхий нүүрсийг хориглосон хууль нь зөвхөн хагас коксжсон нүүрс хэрэглэж байна. 2012 оны хүн ам зүйн мэдээллээс харахад, энэ дүүргийн гэр сууцтай айлуудын 7% нь, байшин сууцтай айл өрхүүдийн 6% нь л хагас коксжсон нүүрсийг түлж байна.

⁹ Төвийн халаалттай айл өрхүүдийн нийт эзлэх хувийг нь өөрчлөөгүй учир нь айл өрхүүдийн тоо нь байнга ихсэж байх болно, жишээлбэл дунд оврын нам даралтын зуухнаас халаалтаа хангадаг айл өрхүүд төвийн халаалтанд яваандаа холбогдоно. Энэ нь судалгааны суурь шугаманд хувь нь ихсэх тусам утааны ялгаралтын хэмжээг багасна.

¹⁰ ШУТИС-ийн ахлах багш ТУ-ны доктор Баттогтохоос мэдээллийг авсан – 2013 оны намар.

эхлэлтэй. Нийслэлийн хэмжээнд одоо байгаа 20,000 нам даралтын зуух цаашид ч энэ хэмжээнд байна. Халаалтын зуухны технологи нь хуучрах учир 2024 хүртэл хуучрахгүй одоо байгаа 189 нам даралтын зуухны тоо нэмэгдэхгүй. 2014 оны байдлаар төвлөрсөн шугамаас халаалт авахгүй байгаа 14%-ийн орон сууцны өрхүүдийн тоо 25,488 байсан нь 2024 онд өөрчлөгдөхгүй тул нийт орон сууцанд амьдрагсдын 6%-тай тэнцэж буурна. Бусад орон сууцнууд нь сайжруулсан буюу төвийн халаалтын шугамд холбогдоно.

Хувилбар 1-ийн дагуу гэрт амьдардаг өрхүүд 100% ирээдүйн шинэ технологийн зуухаар солигдох, нам даралтын зуух хэвээрээ ба байшинтай айл өрхүүдийн 50% нь ирээдүйн шинэ технологийн зуухаар солигдож, үлдсэн 50% нь сайжруулсан халаалтын системд шилжинэ. Энэ үед халаалтын зуухны цэвэр төвийн халаалттай орон сууцны тоо Төлөв 2013-ын үеийн тооноос өөрчлөгдөхгүй.

Хувилбар 2-ын дагуу гэр болон байшин сууцтай айл өрхүүд 100% цэвэр халаалтын системд шилжих бөгөөд халаалтын зуухууд ашиглалтаас гарч бүх орон сууцны байшингууд төвийн халаалтад холбогдоно. Доорх хүснэгтэд суурь түвшин, Төлөв 2013, болон Хувилбар 1,2-ын түвшинд зуухнуудын тоог төрлөөр нь харуулсан болно (Хүснэгт А1, А2).

Хүснэгт А1. Суурь түвшин (2014) болон төлөвлөсөн хувилбаруудын үеийн айл өрхүүдийн халаалтын зуухны төрөл

	Гэр (хувиар)	Гэр (тоо)	Байшин (хувиар)	Байшин (тоо)	Орон сууц (хувиар)	Орон сууц (тоо)
<i>2014 он – Суурь түвшин</i>						
МСС-ийн сайжруулсан зуух	93	80,122	75	79,972	0	0
Хагас коксжсон нүүрсэн зуух	7	6,123	6	6,381	0	0
Нам даралтын зуух	0	0	19	20,000	0	0
Халаалтын зуух	0	0	0	0	14	25,488
Цэвэр: төвийн халаалт, хий, цахилгаан	0	0	0	0	86	154,230
<i>2024 он – Төлөв 2013</i>						
МСС-ийн сайжруулсан зуух	100	94,834	83	96,943	0	0
Нам даралтын зуух	0	0	17	20,000	0	0
Халаалтын зуух	0	0	0	0	6	25,488
Цэвэр: төвийн халаалт, хий, цахилгаан	0	0	0	0	94	389,707
<i>2024 он – Хувилбар 1</i>						
Ирээдүйн шинэ технологи бүхий зуух	100	94,834	41	48,472	0	0
Нам даралтын зуух	0	0	17	20,000	0	0
Халаалтын зуух	0	0	0	0	3	12,744
Цэвэр: төвийн халаалт, хий, цахилгаан	0	0	41	48,472	97	402,451
<i>2024 он – Хувилбар 2</i>						
Цэвэр: төвийн халаалт, хий, цахилгаан	100	94,834	100	116,943	100	415,195

Удахгүй хэвлэгдэж гарах Сошиал Импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээний үр дүнгийн эцсийн тайланд орсон МСС-ийн сайжруулсан зуухны (Өлзий, Хас, Дөл) утааны ялгаралтын мэдээллийг бид өөрсдийн судалгаанд ашигласан.

Нийслэлийн нам даралтын зуух, хагас коксжсон нүүрсэн зуухны бохирдуулагчийн өгөгдөлийн талаар мэдээлэл хангалтгүй байсан тул МСС-ийн сайжруулсан зуухны утааны ялгаралтын өгөгдлөөр дүйцүүлэн тооцлоо. Ирээдүйн шинэ технологийн зуухны утааны ялгаралтыг үнэлэхдээ МСС-ийн сайжруулсан зуухыг Сошиал Импакт компанийн үнэлгээ хийсэн байдлаар буюу уламжлалт зуухнаас МСС-ийн сайжруулсан зуух руу шилжсэнтэй төстэй байхаар тооцсон.

Халаалтын зуухны утааны ялгаралтын үнэлгээг 2013 онд ЖАЙКА (ЖАЙКА, Японы олон улсын хамтын ажиллагааны агентлаг – JICA, Japan International Cooperation Agency) байгууллагын боловсруулсан утааны ялгаралт тоосонцорын илтгэлээс том ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) мэдээллийг ашигласан. Хотын бүх яндангаас гарсан утааны ялгаралтын тоосонцорын хэмжээг нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээтэй адилаар авч үзсэн ба 2014 оны байдлаас Төлөв 2013-ын хувьд өөрчлөлтгүй, 2024 оны Хувилбар 1-т утааны ялгаралтын тоосонцорын хэмжээг нарийн ширхэглэгт тоосонцор (PM2.5) байхаар үнэлсэн. Хувилбар 1-т халаалтын зуухнуудын утааны ялгаралт 70%-аар буурахаар тооцсон нь өндөр үр ашигтай циклоноор утааны ялгаралтыг хянах бодлогыг хэрэгжүүлэхтэй холбоотой юм (ЖАЙКА, 2013). Хувилбар 2-т бүх халаалтын зуухнуудыг ашиглалтаас гаргана гэж тооцсон. Нийт утааны ялгаралтыг Хүснэгт А3-т нэгтгэж харуулав.

Хүснэгт А2. Айл өрхүүдийн тоо

	2014 он	2024 он
Нийт айл өрх	372,317	626,972
Гэр	86,246	94,834
Байшин	106,353	116,943
Орон сууц	179,718	415,195

Хүснэгт А3. Нам даралтын зуухны утааны ялгаралт, хувилбар тус бүрээр

Хувилбар	НДЗ-ны утааны ялгаралт (PM2.5 тн/жил)
2014 он – Суурь түвшин	1,300
2024 он – Төлөв 2013	1,300
2024 он – Хувилбар 1	390
2024 он – Хувилбар 2	0

Цахилгаан станцын утааны ялгаралтын хувилбарууд

Суурь түвшин – 2013 онд ЖАЙКА байгууллагын боловсруулсан дулаан, цахилгаан боловсруулдаг дөрвөн цахилгаан станцуудын (ДЦС-2, ДЦС-3 (2 хэсэг) ба ДЦС-4) тус бүрийнх нь утааны ялгаралт – 2010 оны бүдүүн ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) илтгэлийн дагуу бүх яндангаас гарсан утааны ялгаралтын тоосонцорын хэмжээг нарийн ширхэглэгт тоосонцороос (PM2.5) бага гэж үзэн 2014 онд өөрчлөлтгүйгээр тооцсон. 2024 оны Төлөв 2013-т ДЦС-5-ыг ашиглалтанд нэмж орсон байхаар тооцсон.

2013 оны зун Монголын засгийн газар болон GDF Suez SA групптэй цахилгаан станц барих санамж бичигт гарын үсэг зурсан байдаг. Одоогийн төлөвлөснөөр 450 MW хүчин чадалтай ба цаашид 820 MW хүчин чадалтай болгож өсгөхөөр тооцсон (Нийслэл цэвэр агаар төсөл, 2012) учир бид 2024 оны хувилбартаа өргөтгөсөн чадлаар нь оруулж тооцсон. Хэрэв төлөвлөгөө ёсоор хэрэгжвэл 2017 он гэхэд үйл ажиллагаагаа бүрэн чадлаар нь явуулж эхлэх ба нийслэлийн төвөөс хойд зүгт 15 км зайтай оршино. Энэ шинэ станцын утааны ялгаралтын хувь нь станцын үр ашигтай ажиллагаа ба нүүрсний чанараас шууд хамаарна. Цахилгаан станцын одоогийн ерөнхий загвараар дундаж цахилгаан үйлдвэрлэлт нь цагт 1870 kW*цаг/тн нүүрсийг хэрэглэх ба дулаан үйлдвэрлэлт нь цагт 19.53 MMBtu/тн нүүрсийг ашиглахаар тооцжээ.

Энэ цахилгаан станц нь АНУ-ын шинээр баталсан стандарт New Source Performance Standard (NSPS) түвшинтэй (цахилгааны хүчин чадал нь 0.015 lbPM/MMBtu) тохирч байхаар тооцжээ. ДЦС-5 нь жилийн турш ажиллан ойролцоогоор 511 тн/жил нарийн ширхэглэгт тоосонцор (PM2.5) утааны ялгаралтыг гаргана.

Хувилбар 1-т түрүүчийн хувилбарууд давтагдаж ДЦС-2,3,4-ийн утааны ялгаралт дээр нь өндөр үр ашигтай цахилгаан соронзон шүүлтүүр (electrostatic precipitators – ESP) тавина. Тоосонцоруудын шүүлтийн хувь нь 98% гэж тооцож байгаа ба цахилгаан соронзон шүүлтүүрийг зөв суулгаж, ашиглаж чадвал шүүлтийн нь 99% хүртэл ашигтай ажиллах боломжтой юм. Эдгээрийг хэрэгжүүлснээр нийслэлийн ДЦС-ын байгууламжид томоохон өөрчлөлтүүд хийгдэж, нойтон шүүгч (wet scrubbers) эсвэл цахилгаан соронзон шүүлтүүрийн аль нэгийг нь тухайн станцын байгууламжаас нь шалтгаалж сонгон байрлуулна. 98% хүртэл шүүх гэдэг нь утааны ялгаралтын фактор хяналтгүйгээр 16.6 кг тоосонцор/тн нүүрс гаргахтай тэнцэнэ.

Хувилбар 2-т дээр дурьдсан бүх хувилбарууд давтагдана. ДЦС-2-ыг хаагдахаар тооцно. Нийт утааны ялгаралтыг Хүснэгт А4-т нэгтгэж харуулав.

Хүснэгт А4. Хувилбар тус бүрийн ДЦС-ын утааны ялгарал

Хувилбар	ДЦС-ын утааны ялгаралт (PM2.5 тн/жил)
2014 он – Суурь түвшин	11,500
2024 он – Төлөв 2013	12,000
2024 он – Хувилбар 1	1,900
2024 он – Хувилбар 2	1,830

Авто тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтын хувилбарууд

Авто тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтын байдлыг тодорхойлохдоо тухайн авто тээврийн хэрэгслийн хэдэн жил явсан хэмжээнээс нь нэгж км явахад ялгарах утааны ялгаралтыг тооцож гаргадаг. Ингэхдээ тээврийн хэрэгслийн нас, утааны ялгаралт, засвар үйлчилгээ хийлгэсэн байдал болон замын бөглөрөл зэргээр нь ангилж тооцох шаардлагатай. Энэхүү судалгааны ажлын хүрээнд энгийн мэдээлэл-өгөгдөл ашиглахаас гадна автомашины утааны ялгаралтын талаар дэлгэрэнгүй мэдээлэл цуглуулах нь судалгааны багийн бас нэг чухал ажил байсан юм. 2010 онд ЖАЙКА байгууллага төв болон туслах зам дээр явсан машинуудын утааны ялгаралтаас гарах том ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) мэдээллийн санг бүрдүүлсэн байдаг (2013 он).

Бид бүх төрлийн авто тээврийн хэрэгслээс ялгарч буй утааны ялгаралтын нийт тоосонцорыг нарийн ширхэглэгт тоосонцор (PM2.5) гэж үзсэн. Энэ тоосонцорын ялгаралтын мэдээнд тормос, дугуй болон замын тоосыг оруулаагүй болно. 2014 оны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралт 2010 оныхтой харьцуулахад 1.7 дахин ихэссэн нь хотын хэмжээнд явж буй бүртгүүлсэн машины тоо ихэссэнтэй холбоотой юм. Үүнийг тооцохдоо 2010-2013 оны хооронд машины тоо бараг 2 дахин нэмэгдсэн болон гарагаар дугаарын хязгаарлалт хийх болсонтой холбоотой юм.

2024 оны Төлөв 2013-т машины утааны ялгаралт 2014 оныхтой харьцуулахад 1.3 дахин ихэссэн байна. Энэ хэмжилтийг дараагийн 10 жилийн хугацаанд утааны ялгаралт жилд 2.5%-аар өссөн тооцоон дээр үндэслэж гаргасан. Машины тоо жил ирэх тусам өсч байгаа тоотой харьцуулахад энэ өсөлт харьцангуй бага санагдах боловч орчин үеийн машины байгууламж (утаагүй машин гэх мэт) өөрчлөгдөж байгаатай холбон тайлбарлаж болно.

Төлөв 2013-т утааны ялгаралтын тооцоо нь Евро III стандартын дагуу бодогдсон бол Хувилбар 1-т Евро V утааны ялгаралтын стандарттай илүү дөхөж очно. Дизелээр явдаг машины хувьд Евро V утааны ялгаралтын стандарт нь Евро III-тай харьцуулахад 80-93% бага байна. Бензинээр ажилладаг машинуудын тоосонцорын ялгаралтанд зориулсан Евро стандарт байдаггүй тул ерөнхийдөө 90%-ийн бууралттай гэж тооцож болох юм. Бензинээр ажилладаг машинуудын нүүрсустөрөгчийн (ТНС) стандартууд Евро V-ынх Евро III-тай харьцуулахад 50%-аар бага байдаг. Түүнчлэн өвлийн хүйтэн улиралтай газарт тоосонцорын бохирдол буурч байгаа нь дэгдэмхий хийнүүд тоосонцортой холилдсон байдагтай холбоотой. Энэхүү арга хэмжээнүүдийн үр дүнд эдгээр үзүүлэлтүүд нь 2014 оныхтой харьцуулахад 75%-ийн бууралттай байна.

Хувилбар 2-т дээрх бүх үзүүлэлтүүдийг хэвээр авч Хувилбар 1-ийг 50% нэгжээр бууруулж тооцно. Их хэмжээний бууралтыг тогтвортой барихын тулд олон тооны машин хот дотор явах асуудал дээр хяналт тавих, замын хөдөлгөөний урсгалыг зөв зохицуулах, замын хөдөлгөөний нэгдсэн сүлжээ удирдлагатай болох, Евро VI утааны ялгаралтын стандартыг нэвтрүүлэх зэрэг орно. Мөн Евро VI утааны ялгаралтын стандарт нь Евро V-тай харьцуулахад дизелээр явдаг том оврын тээврийн хэрэгслийн тоосонцорын ялгаралт 50% буурна. Нийт утааны ялгаралтыг Хүснэгт А5-т нэгтгэж харуулав.

Хүснэгт А5. Хувилбар тус бүрийн автотээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралт

Хувилбар	Автотээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралт (тн РМ2.5/жил)
2014 он – Суурь түвшин	384
2024 он – Төлөв 2013	500
2024 он – Хувилбар 1	96
2024 он – Хувилбар 2	48

Үр дүнгийн таамаглал ба тэдгээрийн эх үүсвэр

2014 он – Суурь түвшин¹¹

- Зуухнууд – 100% МСС-ийн сайжруулсан зуухны¹² утааны ялгаралтын мэдээллийг Сошиал Импакт¹³ компаний судалгаанд үндэслэнэ.
- Халаалтын зуух – утааны ялгаралтын мэдээллийг ЖАЙКА 2010 том ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) хэмжилтийн мэдээлэл (PM2.5-р тооцсон)
- Тээврийн хэрэгсэл – ЖАЙКА 2010 том ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) утааны ялгарал нь 1.7 дахин ихэссэн (PM2.5-р авснаар тооцсон),
- Цахилгаан станц – утааны ялгаралтын мэдээллийг ЖАЙКА 2010 том ширхэглэгт тоосонцорын (PM10) хэмжилтийн мэдээлэл (PM2.5-аар тооцсон)

2024 он – Төлөв 2013

- Зуухнууд – технологийн өөрчлөлт гарахгүй (зуухны тоо цөөн тоогоор нэмэгдсэн)
- Халаалтын зуух – өөрчлөлтгүй
- Тээврийн хэрэгслүүд – суурь түвшингийн 130%
- Цахилгаан станц – одоогийн нөхцөл өөрчлөгдөхгүй ба ДЦС-5 шинээр ашиглалтанд орсон байхаар илүү үүссэн эрчим хүчний хэрэглээг сэргээгдэх эрчим хүчээр хангана.

2024 он – Хувилбар 1

- Зуухнууд – Нам даралтын 20,000 зуухыг МСС-ийн сайжруулсан зуухтай дүйцүүлэн тооцно. Ирээдүйн шинэ технологийн зуухны утааны ялгаралт МСС-ийн сайжруулсан зуухны 40%, бусад зуухнуудаас гарах утаа 60% багасна.
- Халаалтын зуух – өндөр үр ашигтай циклоныг суурилуулснаар утааны ялгаралт 70%-аар буурна
- Тээврийн хэрэгсэл – Евро V стандартыг авч хэрэгжүүлснээр суурь түвшингийн 25% болно
- Цахилгаан станц – ДЦС 2, 3, 4-д 98%-ийн үр ашигтай цахилгаан соронзон шүүлтүүрийг суурилуулна

2024 он – Хувилбар 2

- Зуухнууд – утаагүй зуух (бүх зуухыг хийн, шингэн эсвэл цахилгаан болгоно).
- Халаалтын зуух – ашиглагдахгүй
- Тээврийн хэрэгсэл – Евро VI стандартыг нэвтрүүлснээр машины утаа суурь түвшингийн 12.5% болно
- Цахилгаан Станц – Хувилбар 1-ийн үр дүн дээр нэмэлтээр ДЦС-2-ыг ашиглахаа болино

¹¹ Зуух, халаалтын зуух, тээврийн хэрэгслээс үүссэн утааны найрлагын ойролцоогоор 2.85 коэффициентээр ихсэж байгаа нь одоогийн тоосонцорын хэмжээтэй тохирч байна гэж тооцоолсон. Энэ хэмжээг бүх хувилбарт адилаар тооцсон. Энэ нь ТҮЦ-ийн зуух, жижиг дулааны дэд станц, үйлдвэрлэлийн утааны ялгарал, замын болон салхины тоос шороог оруулаагүй тооцоо болно. Зуны улиралд шорооны тооцоог нэмэлтээр оруулж бодох шаардлагатай.

ХАВСРАЛТ Б.

ГАДААД ОРЧНЫ АГААРЫН ЧАНАРЫН ХЭМЖЭЭ

Гадаад орчны агаарын чанарын загварчлал

Гадаад орчны агаарын чанарын загварчлал нь агаар дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жингийн агууламжийг тогтоох зорилготой юм. Энэ загварчлалын арга нь МСС-ийн Энерги хүч, Байгаль орчны төслийн гүйцэтгэгч Сошиал Импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээнд ашигласантай төстэй юм. Энэ судалгаа нь утааны ялгаралтын хувилбарууд болон бусад утааны ялгаралтын эх үүсвэрүүдийг нэмж оруулсан томоохон хэмжээний судалгаа болсон. Энэ загварчлалын нарийвчилсан тайлбарыг Сошиал импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээний эцсийн тайланд оруулсан тул энэхүү судалгааны тайланд зөвхөн товч тайлбарыг орууллаа.

Гадаад орчны газрын түвшин дэх нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээг тооцохдоо дараах загварчлалыг ашигласан. Үүнд: түр хугацааны үйлдвэрлэлийн эх үүсгэврүүдийн иж бүрдэл, загвар 3 (Industrial Source Complex Short-Term, version 3 – ISCST3), дисперс загварчлал, АНУ-ын Байгаль Орчныг Хамгаалах Агентлаг, 1955 он (United States Environmental Protection Agency – US EPA, 1995).

Загварчлалыг гаргахдаа 2012 оны 6 дугаар сараас 2013 оны 5 дугаар сар хүртэл хугацааны нэг цагийн алхамтай буюу цаг тутамд орчны хэм, салхины хурд ба чиглэлийг агаарын чанарын хэмжилтийн станц-4 (UB04)-ын хэмжилтийн өгөгдлөөс авсан. Энэ станц нь Цаг Уур Орчны Шинжилгээний Газрын (ЦУОШГ) харъяа хэмжилтийн цэг юм. Мөн түүнчлэн нарны цацраг, агаарын үе давхаргын холилдсон хэмжилтийг NOAA HYSPLIT-н (National Oceanic and Atmospheric Administration - Hybrid single particle Lagrangian integrated trajectory model) загвар ашиглан гүйцэтгэлээ (Draxler & Hess, 1997, 1998; Draxler, 1999). Өртөлтийн дундаж агууламжийг өдрийн (өглөөний 8 цагаас оройны 16 цаг хүртэл) болон шөнийн (оройны 18 цагаас өглөөний 8 цаг хүртэл); өвлийн (10 дугаар сараас 3 дугаар сар хүртэл) болон зуны (4 дүгээр сараас 9 дүгээр сар хүртэл) улирлаар тус тус хэмжсэн.

Айл өрхийн галлагааны утааны ялгаралт, нам даралтын зуух, тээврийн хэрэгсэл, ДЦС-ын утааны ялгаралтыг бид загвартаа оруулж тооцсон. Бусад төрлийн галлагааны үүсгэврүүдийг оруулаагүй. Үүнд: зуухаар галладаг жижиг ТҮЦ, үйлдвэрийн үйл ажиллагаанаас гарч буй утааны ялгаралт, замын тоос, салхинаас уруудаж ирсэн тоос зэрэг багтана.

ДЦС-ууд цэгэн (point) эх үүсгэврүүдээр, харин гэр болон байшингийн янданг хавтгай (area) газарзүйн байршилаар загварчилсан. Ингэхдээ Улаанбаатар хотын нийт нутаг дэвсгэрийг 1км×1км харьцаатай нийт 6,298 шоо дөрвөлжинд хуваасан. Утааны ялгаралтыг масштаб торонд байрлуулж, масштаб тус бүр нь ялгарал хүлээн авагч, эндээс нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) загварыг гаргаж авсан.

Багануур, Багахангай дүүргүүдийг энэ загварчлалд оруулаагүй. Сошиал Импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээний эцсийн тайланд айл өрхүүдийн зуухны утааны ялгаралт, эдгээрийн байрлал ба цаг хугацааны нарийвчилсан тайлбарыг оруулсан. Нийт 200 айл өрхийн утааны ялгаралтын хэмжилт болон зуухны яндангийн тоосонцорыг хэмжсэн үзүүлэлтийг бид загвартаа ашигласан. Эдгээр өгөгдлүүд нь уламжлалт зуух, МСС-ийн хөтөлбөрийн хүрээнд тараагдсан сайжруулсан зуухнуудын ялгаралтын хүчин зүйлс болон гэр, байшин сууцны хүчин зүйлс зэргийг утааны ялгаралтыг тодорхойлоход ашиглагдсан (PM2.5 гр/кг нүүрс нэгжээр).

Нүүрсний өдрийн дундаж хэрэглээний хувийг тодорхойлохдоо Сошиал Импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээ хийсэн 1,096 айл өрхөөс авсан асуулгыг ашигласан. Энэ асуулга судалгаа нь халаалтын улирлын үеийг намрын адаг сар, өвөл, хаврын эхэн сар гэсэн гурван бүлэгт хувааж судалгааг явуулсан.

Уг судалгааны асуулгыг зуухны төрөл болон сууцны байдлаар нь ангилан утааны ялгаралтын хэмжээг цаг тутамд тооцсон. Энэ нь зуухны галлагааны горим, галаа түлэх үеийн утааны ялгаралтыг хэмжих зэрэг үзүүлэлтүүдээр тодорхойлсон.

МСС-ийн сайжруулсан зуухны тараалтын судалгааг Хаан Банк, Хас Банкны мэдээллээс ашигласан. Эдгээр мэдээлэлд дүүрэг, хороогоор тараасан зуухнуудын тоо, төрөл зэрэг мэдээлэл багтсан байдаг. МСС-ийн сайжруулсан зуухны тараалтыг хороо тус бүрээр нь ангилан 1км×1км масштабээр оруулж тооцсон газарзүйн мэдээллийн систем (GIS) ашигласан.

Гэр хорооллын хороодын зах хязгаарыг зөвхөн хүн ам суурьшсан хороодыг газарзүйн зурагт оруулсан. Нийт гэр хорооллын зуухтай айл өрхүүдийг хороо тус бүрээр нь гаргаж 2012 оны айл өрхийн тооллогод оруулж, нэг өрхөд нэг зуух хэрэглэхээр тооцсон (Үндэсний статистикийн газар, 2012). 2013 оны ЖАЙКА-ийн мэдээллэснээр хороодын гэр хорооллын зуухны тоо 20%-аар өссөн тоо гарсан байна. Газарзүйн байршлаар нь харуулсан утааны ялгаралтын зураглалд (масштабаар харуулсан газарзүйн байршил) зөвхөн МСС-ийн төлөвлөж зарсан зуухны утааны ялгаралтыг оруулсан. Нэг масштабд МСС-ийн 5 болон түүнээс бага тоотой зуухнууд орсон.

Нийслэл дэх нам даралтын зуухны утааны ялгаралтын өгөгдлийг олох боломжгүй байсан тул МСС-ийн сайжруулсан зуухны утааны ялгаралаар дүйцүүлэн тооцлоо. Ирээдүйн шинэ технологийн зуухны утааны ялгаралтыг МСС-ийн сайжруулсан зуухны утааны ялгаралтын бууруулсан түвшинтэй (Сошиал Импакт компанийн тооцсон утааны ялгаралтын бууруулалт) адил хэмжээгээр буурсан байх хувиар бодож оруулсан. 2012 онд гэрт амьдардаг өрхийн зуухны тоо нь газарзүйн зургийн масштаб дээр 2012, 2014 ба 2024 онуудын хувилбар дээр өөрчлөгдөж гарна. Бусад байшинд амьдардаг өрхүүдэд мөн адил байдлаар хийгдсэн. Нам даралтын зуух болон ирээдүйн шинэ технологийн зуухыг мөн адил газарзүйн зурагны масштаб тус бүрт жигд тархаан тооцсон. Гэр хорооллын айл өрхүүдээс зуны улиралд зуухны утааны ялгаралт байхгүй гэж тооцсон.

Гуттикунда нарын 2010 оны утааны ялгаралтын төрлийн $0.01^{\circ} \times 0.01^{\circ}$ харьцаатайгаар газарзүйн байршилаар оруулсан (Гуттикунда нар, 2013). Тиймээс эдгээр газарзүйн зургийг дахиж төлөвлөн 1км×1км болгон өөрчилж үнэлгээг шинэчлэн гаргав. Нам даралтын зуух болон авто тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтыг Гуттикунда нарын хэмжилтээс авч мөн зохих өөрчлөлтүүдийг оруулан зуны улиралд зуухны утааны ялгаралт байхгүй гэж тооцсон. Авто тээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтыг бүх улиралд адилхан гэж үзэж хоногийн агууламжийн тооцохдоо (өглөө болон орой) ачааллын үеийг цагаар үнэлсэн. 2012 онд хорооны төвшинд хүн амыг амьдрах сууцны төрлөөр нь (гэр, байшин, орон сууц) 1км×1км масштабт багтаан газарзүйн зурагт оруулсан. 2012 онд гэрт амьдардаг өрхийн иргэдийн 2012, 2014 болон 2024 онуудын хувилбарууд дээр оноо дагаад өөрчлөгдөнө. Байшинд амьдардаг өрхийн тоо оноо дагаад хувилбар тус бүр дээр өөрчлөгдөнө. Орон сууцанд амьдардаг өрхийн тоо мөн төлөвлөсний дагуу масштаб тус бүр дээр өөрчлөгдөнө.

Ийнхүү хувилбар тус бүрийн загварчлалыг хяналтын үзүүлэлтүүдтэй харьцуулан үнэллээ. Хяналтын дэлгэрэнгүй мэдээлэл хангалтгүй байдаг. Жишээлбэл 2012-2013 оны хооронд

халаалтын улирлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жингийн агууламжийн мэдээг зөвхөн нэг газраас (агаарын чанарын хэмжилтийн станц-2 – UB02) цуглуулсан байдаг. Энэ станц нь төв замын дуагуу байрлалтай тул замын хөдөлгөөний тоос шороо нь их байсан учраас загварчлалаар үүнийг хооронд нь ялган үнэлэх боломжгүй байлаа. Түүнчлэн гадаад орчны агаар дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) мэдээллийг Екограф (Ecography) болон Ековорлд (Ecoworld) компаниас авч харьцуулсан. Эдгээр компаниуд нь МСС-тай байгуулсан гэрээний үндсэн дээр мэдээллүүдийг нь цуглуулсан. Дээж авсан газар, аргачлал, үндсэн үр дүнгийн үзүүлэлт зэрэг нь Сошиал Импакт компанийн нөлөөллийн үнэлгээний эцсийн тайланд орсон. Эдгээр хэмжилтүүдийг 2013 оны 1 дүгээр сарын 22-ноос 4 дүгээр сарын 22-ны өдрийн хооронд гэр хорооллын айл өрхүүдийн дунд байрлуулсан дөрвөн хэмжилтийн цэгээс авсан.

Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дээжийг 24 цагийн турш шүүгч шүүлтүүрт (өдрийн 12 цагаас дараа өдрийн 12 цаг хүртэл) хоёроос гурван өдрөөр цуглуулж, нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жингийн болон химийн найрлагыг шинжилсэн. 2013 оны 1 нэгдүгээр сарын 22-ны өдрөөс 3 дугаар сарын 2-ны өдрийн хэмжилтээр цуглуулсан өгөгдлүүдийг 19 дээж ашиглан загварчилсан. 2014 онд төлөвлөсөн ялгаралтын жагсаалтыг МСС-ийн сайжруулсан зуухны хороо тус бүрээр тараасан байдлаар нь тооцсон ба гэр хорооллын айл өрхүүдийн уламжлалт зуухыг МСС-аас авсан мэдээллийн дагуу тооцож оруулсан. Хэмжилтийн цэг тус бүр дээрх нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж хэмжээнүүдийг Зураг Б1-ийн нэгдүгээр баганад (хар) харуулсан. Хүснэгтээс хэмжилтийн цэгүүдийн үзүүлэлтүүд хоорондоо зөрүүтэй байгаа нь харагдах ба эдгээрийн зөрөө нь 50% орчим байна.

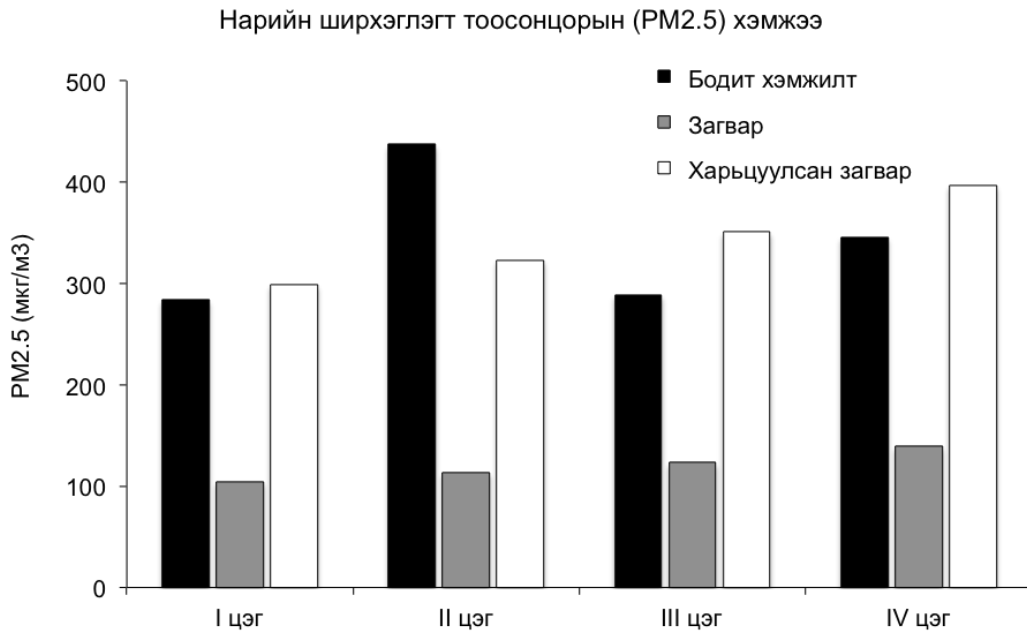
Дээжийг авах цаг хоорондын зайг дундаж агууламжийн хэмжээтэй нь загварчилсан. Түүнчлэн 1 дүгээр сарын 22-ны өдрөөс 3 дугаар сарын 2-ны өдрийг хүртэлх бүх өдрүүдийг харуулсан Зураг Б1-ийн хоёрдугаар баганад (саарал) харуулсан. Загварчлалд орсон агууламж нь хэмжсэн бодит тоон утгаас бага зөрүүтэй ба станцууд хоорондын зөрүү бага байна. Ийнхүү хоорондоо зөрүү багатай байгаа нь дараах шалтгаантай байж болно. Үүнд: эдгээр станцууд нь хэмжилтийн алдаа гаргах боломжтой, загварчлал бүх шаардлагатай мэдээллийг бүгдийг нь оруулж чадаагүй, нэг цагаас нөгөө цагийн хооронд хэмжилт хуримтлагдсан байх магадлалтай зэрэг.

Гэр хорооллын зуух, нам даралтын зуух, автотээврийн хэрэгслийн утааны ялгаралтын хэмжилт нь 2.85 коэффициентоор ихэссэнийг загварчлалдаа оруулж тооцсон ба энэ нь дөрвөн хэмжилтээс загварчлалд шилжих харьцаа юм.

Зураг Б1-ийн гуравдугаар баганад (цагаан) масштабт оруулсны дараах нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийн загварчлалыг харууллаа. Энэ судалгааны утааны ялгаралтын мэдээллийн цуглуулгын алдаа нь 2010 оны ЖАЙКА-ийн утааны ялгаралтын цуглуулалтаас гурав дахин их, 2010 оны Гуттинда нарын судалгаанаас мөн доогуур гарсан. Утааны ялгаралтын тооллого масштабыг ихэсгэх явцад эдгээр эх үүсгэврүүд ойролцоогоор гурван нэгжээр өсч байсан. Эдгээр газрууд нь 2010 оны ЖАЙКА-ийн хийсэн хэмжилт, Гуттикунда болон бусад эрдэмтэдийн хэмжилт хийж байсан газруудтай ижил юм. Энэ судалгааны хүрээнд ашиглаж буй эдгээр ялгаралтын хэмжилтүүд бодитой гэж үзэх шалтгаан нь хамгийн сайн тооллого-хэмжилт хийсэн хэсэг цэгүүдээс авснаар тайлбарлагдана.

Цахилгаан станцын утааны ялгаралтыг газарзүйн зурагтаа оруулаагүй учир нь ЖАЙКА, Гуттикунда нарын судалгаатай холбоотой юм. Гэр хорооллын айл өрхүүдийн зуух, нам

даралтын зуух болон тээврийн хэрэгслийн утааны ялгарлыг газарзүйн зурагтаа оруулж хувилбарууд дээр загварыг нь гаргасан.



Зураг Б1. 2013 оны 1 дүгээр сарын 22-ны өдрөөс 3 дугаар сарын 22-ны өдрийг хүртэл хугацаанд дөрвөн цэгээс хэмжсэн өгөгдөл.

Гадаад орчны агаарын чанарын загварын үр дүнгүүд

Зураг Б2-т хувилбар тус бүрийн хүйтний улирлын (10 сараас 3 сар хүртэл) гадаад орчны агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийг харууллаа. Хувилбар 2-ын хувьд хамгийн их дундаж агууламж нь бидний загвараар $\sim 3 \text{ мкг/м}^3$ байсан учир түүний 2024 оны үр дүнг оруулсангүй.

Зураг Б2-т харуулсан гурван хувилбарын загварт Улаанбаатар хотын хэмжээнд хамгийн их утааны ялгаралтын агууламжтай хэсэг нь гэр хорооллын (энгийн галлагаатай зуух болон нам даралтын зуухыг хэрэглэдэг) хэсэг ихэвчлэн оршдог. Уг загвар нь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийн их бага хэмжээг гэр хорооллын хэсгээр харуулсан юм. Өргөн цар хүрээг хамруулан хийсэн энэ судалгаа нь гадаад орчны агаарын бохирдлын агууламж болон хувилбаруудыг харьцуулж тухайн орчин дахь хүн амын өртөлтийг нь харуулсан. Хүснэгт Б1-д нийт хүн амын тархалтаар нь харьцуулж өвөл ба зуны улиралын дундаж, гадаад орчны агаарын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийг харуулсан.

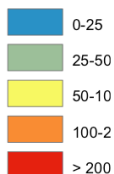
Хүснэгт Б1. Хувилбар тус бүрийн өвөл болон зуны улирлын гадаад орчны агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж хэмжээ

Хувилбар ¹⁴	Зуны улирал Нийт хүн ам	Өвлийн улирал Нийт хүн ам	Гэр хүн ам	Байшин хүн ам	Орон сууц хүн ам
2014 – Суурь түвшин	6	138	137	144	133
2024 – Төлөв 2013	19	163	162	169	161
2024 – Хувилбар 1	12	69	70	72	68
2024 – Хувилбар 2	10	12	12	12	12

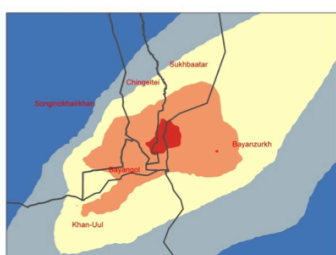
Хувилбар 1-ийн өвөл ба зуны улиралд 2024 онд хүн амд ногдох дундаж агууламж 60%-аар буурна. 2024 онд 69 мкг/м³ байгаа хэдий ч энэ дундаж хэмжээ нь их хэвээр байна. Зураг Б3-т өвлийн улирлын гадаад орчны агаарын бохирдлын хэмжээг хүн амд жинлэсэн байдлаар харууллаа. Хувилбар тус бүр дээр хүн амын 10%-ийн тархалттай хэсгийн гадаад орчны агаарын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламж ~50% байгаа нь Хүснэгт Б1-ийн дундаж үзүүлэлтээс их байна.

Өвлийн улирал
PM2.5
UB4 салхи

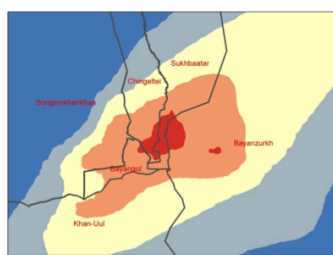
Хэмжээ, мкг/м³



2014 Суурь түвшин



2024 Төлөв 2013

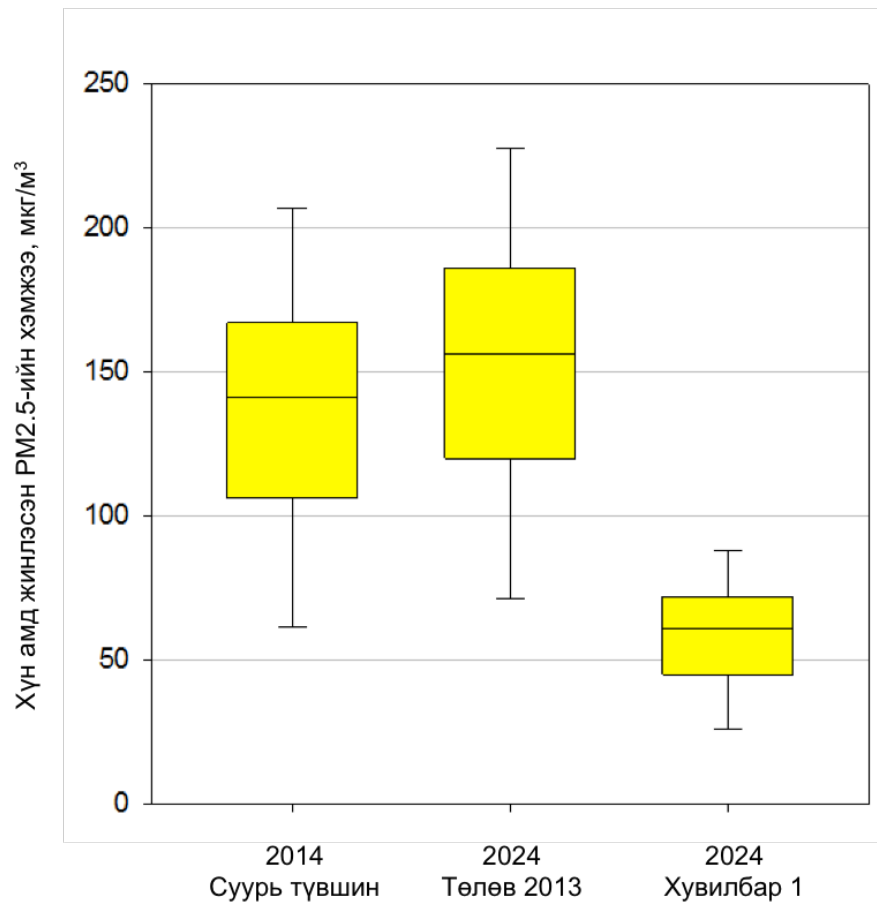


2024 Хувилбар 1



Зураг Б2. Хувилбар тус бүрийн өвлийн улирлын гадаад орчны агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламж

¹⁴ 2024 оны Төлөв 2013-ын зуны улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын гэр сууцанд амьдардаг хүн ам, өвлийн улирлын байшинд амьдардаг хүн ам болон өвлийн улирлын орон сууцанд амьдардаг хүн амын загварт оруулсан тоон утга нь 9, 153, 152, 159, 151 мкг/м³ байв. 2024 оны Хувилбар 1-ийн зуны улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын гэр сууцанд амьдардаг хүн ам, өвлийн улирлын байшинд амьдардаг хүн ам болон өвлийн улирлын орон сууцанд амьдардаг хүн амын загварт оруулсан тоон утга нь <2, 59, 60, 62, 58 мкг/м³ байв. 2024 оны Хувилбар 2-ын зуны улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын нийт хүн ам, өвлийн улирлын гэрт амьдардаг хүн ам, өвлийн улирлын байшинд амьдардаг хүн ам болон өвлийн улирлын орон сууцанд амьдардаг хүн амын загварт оруулсан тоон утга нь <1, <2, <2, <2 мкг/м³ байв. Эдгээр тоон утгуудыг ашиглахдаа 10 мкг/м³ хүртэлхийг тооцож бусад агаарын бохирдлын эх үүсвэрүүдийг оруулаагүй болно. Ингэснээр замын тоос, үйлдвэрлэлээс эх үүсвэртэй агаар бохирдуулагч, салхинаас үүссэн тоос зэргийг нийтэд нь хамруулан тооцсонтой адил юм.



Зураг Б3. Өвлийн улиралд хүн амд ногдох гадаад орчны агаарын бохирдлын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээ

ХАВСРАЛТ В.

ДОТООД ОРЧНЫ АГААРЫН БОХИРДЛЫН ХЭМЖЭЭ

Дотоод орчны агаарын бохирдолд 2.5 микроноос (мкм) бага голчтой нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээ сууцны төрөл, халаалтын эх үүсвэр, тамхины утаатай орчин болон улирлаас нь хамааруулан тооцооллоо. Энэхүү судалгаанд Улаанбаатар хотод бүртгэгдсэн бүх төрлийн сууцны ангиллыг багтаасан. Тухайлбал гэр, байшин болон орон сууц гэсэн төрлүүдийг хамруулсан. Сууцны төрлийн нарийвчилсан тайлбарыг Хавсралт А-д оруулсан.

Дулааны эх үүсвэр, тамхидалт ба дотоод орчны агаарын бохирдлын загварчлал

Албаны мэргэжилтнүүд болон агаарын чанарын талаар мэргэшсэн судлаачдын тодорхойлсноор нийслэлийн халаалтын үндсэн эх үүсгэврүүд нь нүүрсэн галлагаатай уламжлалт зуух, дээрээсээ галлаж эхэлдэг зуух (Өлзий, Хас, Дөл), хагас коксжсон нүүрсэн зуух, нам даралтын зуух халаалтын зуух болон төвийн халаалтын систем зэрэг болно. МСС-ийн Эрчим хүч, Байгаль орчин төслийн хүрээнд дээрээсээ галлаж эхэлдэг зуухыг уламжлалт зуухтай харьцуулахад утааны ялгаралт нь харьцангуй бага байсан тул “МСС-ийн сайжруулсан зуух” гэж нэрлэн тооцоондоо орууллаа.

Судалгааны баг бусад сайжруулсан халаалтын хэрэгслийг (хийн, цахилгаан болон бусад) тусад нь нэг төрөл болгон оруулж, засгийн газрын эрчим хүч, дулааны эх үүсгэврийг хөгжүүлэх төлөвлөгөөнд оруулах боломжтой хувилбарыг боловсруулж үүнийгээ “ирээдүйн шинэ технологийн зуух” гэж нэрлэн МСС-ийн сайжруулсан зуухны утааны ялгаралтын бууралт дээр нэмж бууруулахаар төлөвлөж оруулсан. Хавсралт Б-д МСС-ийн сайжруулсан зуух нь зөвхөн гэр болон байшин сууцанд тохиромжтой, нам даралтын зуух нь зөвхөн байшин сууцанд тохиромжтой, халаалтын зуух нь зөвхөн орон сууцанд тохиромжтой гэсэн хувилбаруудаар тооцсон. Төвийн халаалт ба бусад сайжруулсан халаалтын төхөөрөмжүүдийг зөвхөн орон сууцанд ашиглахаар оруулсан.

Ажиглагчдын санал болгосноор нийслэлийн дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламжийн хэмжээ нь халаалтын төхөөрөмж, дам тамхидалт зэргээс голлон хамаарч байна. Ихэнх гэр болон байшин сууцнууд нь нарийн яндантай нүүрс болон модоор галладаг зуухаар халдаг. Эдгээр зуухнууд нь харьцангуй их хэмжээний нарийн ширхэглэгт тоосонцрыг (PM2.5) дотоод болон гадаад орчинд ялгаруулдаг (Ковлин нар, 2005). Мөн түүнчлэн Монгол улс нь тамхи таталтын түвшингөөр өндөр буюу 15-аас дээш настай эрэгтэйчүүдийн 65%, мөн насны эмэгтэйчүүдийн 21% нь тамхи татдаг байна (Байгалмаа нар, 2006). МСС-ийн 2013-2014 онд нийслэлд хийсэн асуумж судалгаанаас нийт байшинд амьдардаг айл өрхийн 58%, гэрт амьдардаг өрхийн 62%-д багаар тооцоход нэг хүн тамхи татаж байна гэсэн дүгнэлт гарсан байна (Сошиал Импакт, 2013а). Орон сууцанд амьдардаг өрхүүдэд энэхүү судалгаа хийгдээгүй боловч ойролцоо түвшинтэй гэж үзэж болох юм.

Судалгааны багийн тооцооноор дотоод орчны агаарын бохирдлын судалгаанд нийт өрхийн хувьд тамхи таталт 60%-тай байгаа нь ДЭМБ-ын стандартаас өндөр байна (ДЭМБ, 2009). Монгол улсад батлагдсан олон нийтийн газар тамхи татахыг хориглосон хууль нь дам тамхидалтын өртөлтийг багасгаж байгаа боловч хувь хүний олон нийтийн бус газар тухайлбал гэртээ байхдаа дам тамхидалтад өртөх байдалд нөлөөлөхгүй юм. Бид судалгаандаа 2014-2024 оны хооронд тамхи таталтын хувийг өөрчлөгдөхгүй байхаар

тооцсон. Дотоод орчны агаарын бохирдолд нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээг гэр, байшин сууцнаас хэмжилт авч тодорхойлсон. Энэ хэмжээг МСС-ийн гэр хороололд амьдардаг өрхүүдийн зуухны төрөл болон дотоод орчны агаарын бохирдол, дам тамхидалтын хэмжээг тогтоох судалгааны хүрээнд тооцсон. Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжилтийг хийхдээ 2012-2013 оны хооронд гурван удаагийн асуулгаар 1,096 өрхөөс авсан асуумж судалгаанд үндэслэсэн. Улаанбаатрын хотын Баянгол, Баянзүрх, Чингэлтэй, Хан-Уул, Сонгинохайрхан, Сүхбаатар дүүргийн иргэдээс санамсаргүй түүврийн аргаар асуумж судалгааг авсан. Баянгол дүүрэг хамгийн их агаарын бохирдолтой дүүрэг байсан учраас МСС-ийн сайжруулсан зуухыг тараах гол цэг байсан нь бусад дүүргүүдээс онцлог байлаа. Ингэснээр агаарын бохирдлын хэмжээг хурдан бууруулах тэр тусмаа бохирдол нийт хотоор тарахыг багасах зорилготой байсан юм.

Судалгаанд хамруулах МСС-ийн сайжруулсан зуухыг ашиглаж буй өрхийг сонгохдоо Хаан, Хас банкны жагсаалтаас санамсаргүй түүврийн аргаар сонгосон. Ингэхдээ айл өрхүүдийн хаягийг Нийгмийн Хамгаалал, Хөдөлмөрийн Яамны (тухайн үеийн) 2010-2011 оны Улаанбаатар хотын гэр хорооллын бүртгэл мэдээллийн санг ашигласан¹⁵. Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжилтийг ойролцоогоор 14 цагийн турш хэмжсэн бөгөөд давтан хэмжилтээр нийт 216 айл өрхөд оройноос өглөөний 8:00 цаг хүртэл хэмжилтийн багажуудыг суурилуулж хэмжсэн. Өрхүүдийг санамсаргүй түүврийн аргаар сонгож авсан шалтгаан нь уламжлалт болон МСС-ийн сайжруулсан зуухыг харьцуулсан статистикийн нарийвчилсан үнэлгээ хийх явдал байлаа.

Хүснэгт В1. Дотоод орчны агаарын чанарыг тодорхойлсон өрхийн тоо

	Уламжлалт	Өлзий	Хас	Дөл	Нийт
Гэр	34	36	0	25	95
Байшин	32	32	36	21	121
Нийт	66	68	36	46	216

Гэр ба байшингийн дотоод орчны агаарын хэмжилтийг хийхдээ ижил төрлийн багажийг (TSI DustTrak II Aerosol Monitor and TSI Q-Trak CO/CO₂) тухайн гэр болон байшингийн гол хэсэгт, 1.5 метр өндөрт хүний амьсгалын түвшинд тавьж хэмжсэн. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээг “TSI DustTrak II Aerosol Monitor” багаж, 37мм PTFE (Teflon) 2.0 мкм нүхтэй шүүлтүүр ашиглан хэмжсэн. DustTrak багажийг хүндийн жингийн (gravimetric) дээж цуглуулах аргаар тохируулж хагас үргэлжилсэн (semi-continues) мэдээллийг цуглуулсан. Хагас үргэлжилсэн (semi-continues) CO/CO₂-ийн хэмжилтийг “TSI Q-Trak 7565/7575 CO & CO₂ Monitor” багаж ашиглан хийсэн. Бүх багажны урсгалын хурдыг “Dry Cal flow meter” ашиглан үндсэн стандарт тохиргоо хийн хэмжсэн. Тоосонцорыг цуглуулсан шүүлтүүрийг микробаланстай өрөөнд хэмжилтийн өмнө болон хойно 48 цагийн дотор жигнэж, нийт 9 хэсэг хэмжилтийн мэдээний бохирдлын хэмжээг цуглуулсан.

¹⁵ Үндэсний Статистикийн Газрын Дарга болон Хөдөлмөрийн Сайдын хамтарсан тушаалаар “аргачлал, асуултын форм болон асуултыг бөглөх зааварчилгаа”-г батлуулсан – 2010 оны 4 дүгээр сарын 5-ны өдөр.

Эдгээр хэмжсэн өгөгдлөөс дараах загвар ашиглан бохирдлын хэмжээг тооцсон. Ингэхдээ зуухны төрлөөс хамаарсан утааны ялгаралт болон дам тамхидалтаас үүдсэн дотоод орчны агаарын хэмжээг тооцсон (Хүснэгт В2).

$$\text{Дотоод } PM_{2.5} = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Уламжлалт} + \beta_2 \times \text{Дам тамхидалт}$$

Дотоод $PM_{2.5}$ Дотоод орчны агаарт агуулагдах нарийн ширхэглэгт тоосонцорын ($PM_{2.5}$) дундаж хэмжээ ($\text{мкг}/\text{м}^3$ шөнийн хэмжилтээр),

β_0 МСС-ийн сайжруулсан зуухтай өрхийн дотоод орчны агаарт агуулагдах $PM_{2.5}$ -ын дундаж хэмжээ,

β_1 Уламжлалт болон МСС-ийн сайжруулсан зуухтай өрхийн дотоод орчны агаарт агуулагдах $PM_{2.5}$ -ын дундаж хэмжээ,

β_2 Тамхи татдаг болон татдаггүй өрхийн дотоод орчны агаарт агуулагдах $PM_{2.5}$ -ын дундаж хэмжээний зөрүү.

Уламжлалт зуухтай болон дам тамхидалтыг 0=үгүй; 1=тийм гэж авна. Лонжитудинал дотоод орчны агаарын бохирдол нарийн ширхэглэгт тоосонцорын ($PM_{2.5}$) хэмжилтэд өөр судалгаанд бас хамрагдсан айл өрхүүд орсон ба эдгээр айл өрхүүдэд шөнийн турш хэмжилт хийсэн¹⁶. Шөнийн турш хийгдсэн хэмжилт нь 24 цагийн дундажтай тэнцэх ба 1 дүгээр сараас 4 дүгээр сарын хооронд дунджийг нь бодсон.

Дотоод орчны агаарын бохирдлын бууралт нь гэрийн хэмжилтийн регрессийн дүнгээс гарсан ба гэр, байшин сууцыг ижил байдлаар тооцсон (Хүснэгт В2, В3). Шөнийн цагаар дотоод орчны агаарын бохирдолын нарийн ширхэглэгт тоосонцорын ($PM_{2.5}$) дундаж хэмжээг гэр, байшин сууцнаас ижил аргачлалаар хэмжсэн ($14-18$ болон $13-17 \text{ мкг}/\text{м}^3$). Гэсэн хэдий ч уламжлалт зуухтай байшинд амьдардаг айл өрхүүдийн дотоод орчны агаарын бохирдлын дундаж хэмжээг нь бусдаасаа бага байсан. Нийт хэмжилтээс гарсан тоон утга, үр дүнгүүд нь харилцан ялгаатай байсан бөгөөд гэр бүлийн гишүүдийн хэн нэг нь тамхи татдаг айл өрхүүдийг тусад нь хэмжихэд гэр, байшин сууцтай айл өрхүүдийн хэмжилтийн үр дүн адил байлаа (13 болон $14 \text{ мкг}/\text{м}^3$). Уламжлалт зуухтай байшинд амьдардаг айл өрхүүдийн дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээг уламжлалт зуухтай гэрт амьдардаг болон МСС-ийн сайжруулсан зуухтай байшинд амьдардаг айл өрхүүдээс бага байгаа нь дараах үндсэн шалтгаантай байж болно:

Үүнд:

1. Уламжлалт зуухтай байшинд амьдардаг айл өрхүүдийн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын ($PM_{2.5}$) нэг өдрийн ялгаралт нь гэр сууцныхаас их, МСС-ийн сайжруулсан зуухтай айл өрхүүдээс харьцангуй их.
2. Дотоод орчны агаарын СО-ийн хэмжээ нь бүх төрлийн зуухтай гэрт амьдардаг өрхүүдэд их, уламжлалт болон МСС-ийн сайжруулсан зуухтай өрхүүдийн бохирдлын зөрүү өндөр.

¹⁶ Дрю Хилл, Руфус Эдвардс, Кирк Смит нар Монгол улсын нийслэлийн гэр хорооллын нүүрсээр галладаг зуух ба нарийн ширхэглэгт тоосонцорын ($PM_{2.5}$) лонжитудинал үнэлгээ судалгааг үргэлжлүүлэн хийж байна.

Хүснэгт В2. Дотоод орчны агаарын бохирдлын загварчлал. МСС-ийн сайжруулсан зуух болон Уламжлалт зуух – Гэр сууцанд

	Коэффициент (мкг/м ³)	Стандарт алдаа (мкг/м ³)	P утга
МСС-ийн сайжруулсан зуух	124.7	19.8	1.102 e-8
Уламжлалт зуух	23.4	24.7	0.346
Гэртээ тамхи татдаг өрх	40.4	24.6	0.104

Загварын p утга: 0.113, n = 94 гэр сууц

Дотоод орчны агаарын бохирдлын коэффициент нь 2013-2014 оны өвлийн улиралд гэр сууцанд хэмжсэн дүн юм (18.00-08.00 цагийн хооронд)

Бид яагаад уламжлалт зуухтай байшин сууцны дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ нь бусад уламжлалт зуухтай гэр сууц болон МСС-ийн сайжруулсан зуухтай байшин сууцнаас бага гарсныг тайлбарлах боломжгүй байлаа. Энэ нь багажийг буруу газар байрлуулсан, тухайн сууц олон өрөө, тасалгаатай бол нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралт бусад өрөөндөө тархсан зэргээс шалтгаалж болно. Иймд олон өрөө тасалгаатай, уламжлалт зуухтай байшин сууцны судалгааг цаашид үргэлжлүүлэх шаардлагатай юм.

Тодруулга: МСС-ийн сайжруулсан зуухыг уламжлалт зуухтай харьцуулахад гэр сууцны дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ нь 16%-аар буурч байна. Мөн түүнчлэн гэр ба байшин сууцтай айл өрхүүдийн дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ адил хэмжээгээр буурсныг загварчлалаар харуулав. Нам даралтын зуух болон хагас коксжсон нүүрсэн зуухын талаар олон нийт уламжлалт зуух илүү гэж дүгнэж байна. Гэвч бид бодитой хэмжилтгүйгээр түүнийг нотлох боломжгүй юм. Эдгээрийг цэвэр сайжруулсан халаалтын төрөл гэж үзэж болохгүй тул МСС-ийн сайжруулсан зуухтай дүйцүүлэн тооцсон. “Ирээдүйн шинэ технологийн зуух” нь зах зээлд гарч ирнэ гэж үзэн эдгээр зуух нь уламжлалт зуухнаас МСС-ийн сайжруулсан зуухны бууруултан дээр мөн адил хувиар нэмж бууруулахаар тооцлоо. Ирээдүйн шинэ технологийн зуух нь МСС-ийн сайжруулсан зуухнаас ~16%-аар буурсан үзүүлэлттэй (105 мкг/м³) байхаар тооцлоо.

Гадаад орчны тоосонцорын нэвчилт

Гадаад орчны тоосонцорын дотоод орчин руу орох нэвчилт нь дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламжид ихээхэн нөлөөлдөг болохыг олон судлаачид хүлээн зөвшөөрсөн байдаг (Аллен нар, 2012). Гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дотоод орчинд үзүүлж буй нөлөөг хамрах хүрээний нэвчилтийн коэффициент (F_{inf} – factor of infiltration efficiency) гэдэг үзүүлэлтээр хэмждэг (Докери нар, 1981). Нэвчилтийн коэффициент нь гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламж дотоод орчинд нэвтрэн, тэндээ үлдэж буй хувь юм. Нэвчилтийн коэффициент нь дотоод орчин дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) чухал эх үүсвэр болох учир тоосонцорын хэмжээ болон эрүүл мэндэд нөлөөлөх байдлыг нарийн тооцох шаардлагатай.

Байшин болон орон сууцанд нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж нэвчилтийн коэффициентийг зарим томоохон хотуудад хийсэн хэмжилтийг багтаасан

EXPOLIS судалгаанаас авч ашиглалаа (Хэннинен нар, 2004). Бид судалгаандаа Улаанбаатар хоттой ижил уур амьсгалтай EXPOLIS судалгаанд хамрагдсан Финланд улсын Хельсинк хотын тайланд дурьдсан дундаж нэвчилтийн коэффициентийг ашиглалаа ($F_{inf}=59\%$). EXPOLIS судалгаагаар бүтэн жилийн турш олон тооны өрхөд 48 цагийн нэвчилтийн хэмжээг тооцсон байдаг. Энэхүү судалгаа нь өөр өөр улиралд байшин сууц болон олон давхар орон сууцны (58% нь олон давхар орон сууц) аль алиныг хамруулсан тул эдгээр үзүүлэлт нь Улаанбаатар хотын байшин сууц болон орон сууцны жилийн дундаж нэвчилтийн коэффициентийг төлөөлж чадахуйц гэж бид үзсэн (Жантунен нар, 1998). Иймд бидний судалгаа нь бүтэн жилийн туршид байшин сууц болон орон сууцанд тооцсон нэвчилтийн коэффициентийг ашигласан. Энэ хэмжээ нь ижил уур амьсгалтай, орчин нь төстэй сууцанд тодорхойлсон F_{inf} -тэй ойролцоо байлаа (Лонг нар, 2001).

Гэр сууцанд өвөл, зуны улиралд гэр сууцны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) нэвчилтийн коэффициентийг ялгаатай байдлаар тооцов. Гадаад болон дотоод орчин дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийг хамгийн ихээр тэнцвэржүүлэгч нь цонх, хаалга онгойлгох болон дотоод орчны ялгаруулалтын эх үүсвэрийг арилгах үед ихэсдэг болох нь ажиглагдав (Аллен нар, 2012). Гэрийн хаалга болон тооныг зуны улиралд гол төлөв онгорхой орхидог бөгөөд энэ нь агааржуулалтын хэмжээг өндөр байлгаж, гэрийн бүрээсээр дамжих агаарын урсгалтай холбоотой шүүлтийг үндсэндээ үгүй болгодог гэж бид үзсэн. Түүнчлэн зуны улиралд зуух тэр бүр ашиглахгүй учир гэр дотор тамхинаас өөр дотоод орчны агаарын бохирдлын томоохон үүсвэр байхгүй гэж үзсэн. Энэ нь бусад нутаг дахь өвлийн болон зуны улирлын нэвчилтийн коэффициенттэй төстэй байна (Лонг нар, 2001). Иймд бид зуны улирлын нэвчилтийн коэффициентийг 100% гэж тооцлоо ($F_{inf}=100\%$). Бид өвлийн улиралд Монгол улсын ШУТИС-ийн судлаачдын тогтоосон Монгол гэрийн хаалганы нэвчилтийн коэффициентийг ашиглалаа ($F_{inf}=70\%$).¹⁷ Энэ судалгаагаар энгийн дулаалга, ялаа шумуулны тор бүхий монгол гэрийн хаалганы хувьд агаарын солилцооны түвшин $n50$ байгааг харуулсан ба үүнийг Шерманы тодорхойлсон аргаар, байгалийн агаарын солилцооны түвшинд шилжүүлэн тооцсонтой ижил байлаа (1987). Агаарын солилцооны түвшинг Вилльямсын муруйг (Вилльямс нар, 2003) ашиглан нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) нэвчилтийн коэффициентийг ойролцоогоор шилжүүлэн тооцсон. Шатлал тус бүрийн дүнг Хүснэгт В4-т харуулав. Энэ нь хэдийгээр шилжүүлэн тооцох төгс арга биш боловч илүү сайн өгөгдөл одоогоор байхгүй нөхцөлд өвлийн улиралд Монгол гэр дэх нэвчилтийн коэффициентийг тооцох харьцангуй боломжит үзүүлэлт гэж бид үзлээ.

Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) нэвчилтийн хэсгүүдийг бүх орон сууц болон халаалтын цэвэр эх үүсвэртэй байшин, гэрийн хувьд ашигласан. Бид МСС-ийн сайжруулсан зуух, уламжлалт зуух, хагас коксжсон нүүрсэн зуух болон нам даралтын зуухтай гэр болон байшин сууцны дотоод орчны бохирдлын хэмжээг тогтоохдоо нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) нэвчилтийг ижил байхаар тооцлоо.

¹⁷ Мөнхбаяр Б., (хэвлэгдэхээр бэлтгэж буй). Монгол гэрийн хаалганы туршилт. 2013 оны 12 дугаар сар.

Хүснэгт В4. Өвлийн улиралд гэрийн хаалгаар нэвтрэх агаарын нэвчилтийн өгөгдөл болон шилжүүлсэн томъёоны оролт, гаралтын тооцоо.

(Шерман нар, 1987; Вильямс нар, 2003)¹⁸

Агаарын солилцоо/цагт @ n50 ¹⁹	Байгалийн агаарын солилцооны тооцоо, өөрчлөлт /цаг: ACH=(ACH@n50)/20 (Шерман нар, 1987)	Нэвчилтийн коэффициент хөрвүүлэлт: Finf=0.5571+0.1726ln (нийт хэмжээ байгалийн агаарын солилцооны түвшин) (Вильямс нар, 2003)
45	2.25	0.697

Дотоод орчны агаарын бохирдол

Дээр дурдсан тоо баримт, мэдээлэлд үндэслэн Төлөв 2013-ын дотоод орчин дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) 24 цагийн дундаж хэмжээг сууцны төрөл, улирлаар тооцон гаргалаа. Гадаад орчны нэвчилтийн коэффициентийг улирал, хоногийн ялгаатай байдлаар нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж хэмжээгээр тооцсон. Гадаад орчны загвар болон дундажлах аргыг тайлангийн холбогдох хэсэгт дэлгэрэнгүй тусгасан болно. Гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж хэмжээг гадаад орчны загвараас гаргасан бөгөөд хүн амын оршин сууж буй сууцны төрлөөр (гэр, байшин, орон сууц), газарзүйн байршлын хэмжээгээр (шоо дөрвөлжин нүдээр) харьцуулан тооцсон. Зуны цагт халаалт ашигладаггүй гэж үзсэн ба дээр дурдсан загварт дам тамхидалтын дотоод орчин дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорыг (PM2.5) зун, өвлийн улирлын аль алинд нь ижил байхаар тооцлоо. Улирлын агаарын бохирдлын хэмжээг сууцны төрөл, зуухны төрөл, тамхидалтын байдлаар нь Хүснэгт В5 ба В6-д харуулав.

¹⁸ Мөнхбаяр Б., (хэвлэгдэхээр бэлтгэж буй). Монгол гэрийн хаалганы туршилт. 2013 оны 12 дугаар сар.

¹⁹ Мөнхбаяр Б., (хэвлэгдэхээр бэлтгэж буй). Монгол гэрийн хаалганы туршилт. 2013 оны 12 дугаар сар.

Хүснэгт В5. Сууцны болон халаалтын төрлийг тамхи таталтын байдлаар гаргасан өвлийн улирлын дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ

	Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ – тамхи татдаггүй (мкг/м ³)	Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ – тамхи татдаг (мкг/м ³)
Төлөв 2013		
МСС-ийн сайжруулсан зуух	125	165
Нам даралтын зуух	125	165
"Цэвэр" халаалт	-	-
Гэр	106	146
Байшин	94	134
Орон сууц	89	129
Хувилбар 1		
МСС-ийн сайжруулсан зуух	125	165
Нам даралтын зуух	125	165
Ирээдүйн шинэ технологийн зуух	105	145
"Цэвэр" халаалт		
Гэр	41	81
Байшин	37	77
Орон сууц	34	74
Хувилбар 2		
"Цэвэр" халаалт		
Гэр	1	41
Байшин	1	41
Орон сууц	1	41

Хүснэгт В6. Сууцны болон халаалтын төрлийг тамхи таталтын байдлаар гаргасан зуны улирлын дотоод орчны агаарын бохирдлын агууламж

	Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ – тамхи татдаггүй (мкг/м ³)	Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ – тамхи татдаг (мкг/м ³)
Төлөв 2013		
Гэр	7	47
Байшин	4	44
Орон сууц	6	46
Хувилбар 1		
Гэр	1	41
Байшин	1	41
Орон сууц	1	41
Хувилбар 2		
Гэр	1	41
Байшин	1	41
Орон сууц	1	41

МСС-ийн сайжруулсан зуухыг тарааснаар утааны ялгаралт буурсан хэдий ч, дотоод орчин дахь агаарын бохирдол хангалттай буураагүй болно. Гэр, сууцны дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ хэвээр байгаа нь ДЭМБ-ын дотоод орчны агаарын чанарын зорилтот хэмжээнээс (35 мкг/м³) 3.6 дахин өндөр, ДЭМБ-ын агаарын чанарын зөвлөмжид заасан хэмжээнээс (10 мкг/м³) их байсаар байна. Төлөв 2013-ын хувьд МСС-ийн сайжруулсан зуухны нэмэлт хөтөлбөр хэрэгжүүлэн өвлийн улиралд дотоод орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээг 18%-аар бууруулж буй боловч дотоод орчны бохирдол өндөр хэвээр байна. Гэхдээ уг хөтөлбөр нь дотоод орчинд гаргаж буй ялгаруулалтыг хамгийн бага байлгах зориулалттай зуухыг сонговол өртөлтийг ихээхэн бууруулж, агаарын бохирдлоос шалтгаалсан өвчнийг бууруулах боломжтой. Хувилбар 1-ийн хувьд байгалийн хий, цахилгаан зуух болон төвлөрсөн халаалтыг ашиглахын зэрэгцээ ДЭМБ-ын агаарын чанарын зөвлөмжийн үзүүлэлтээс нилээд доогуур, дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээг бууруулах арга хэмжээг авч хэрэгжүүлснээр утааны ялгаралт харьцангуй бага байна. Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээг тооцохдоо зөвхөн зуух болон утааны ялгаруулж буй бохирдол, гадаад орчноос нэвтэрч буй хэмжээг авч үзэхээс гадна дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээнд харьцангуй бага нөлөөлдөг хоол хүнс болон дотоод орчин дахь бусад эх үүсгэврийг (лаа, хүж гэх мэт) оруулсангүй. Гэвч тэдгээр нь гэрт тамхи татдаг хүн байдгаас бусад тохиолдолд хүн амын эрүүл мэндэд мэдэгдэхүйц сөрөг нөлөө үзүүлэхгүй гэж үзлээ.

НИЙТ ӨРТӨЛТИЙН ТООЦОО

Улаанбаатар хотын хэмжээнд нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн жилийн дундаж хэмжээг судалгааны хувилбар тус бүрээр шаталсан байдлаар тооцсон. Энэ загвар нь дотоод болон гадаад бичил орчны үндсэн эх үүсгэврүүд, орчин тус бүрт хүн амын өнгөрүүлж буй хугацаа болон тоосонцорын нэвчилтийг тооцож гаргасан. Түүнчлэн иргэдийн бичил орчин тус бүрт байх хугацааг насны бүлгээр ялгаатай байдлаар үнэлсэн. Энэ хэсэгт нарийн ширхэглэгт тоосонцорт (PM2.5) өртөж буй хүн амын тооцоог хувилбар тус бүрт үйл явц, тэнцэл, гол таамаглалуудад тусган хүн амд жинлэсэн байдлаар тооцсон.

Эх үүсвэр

Дотоод болон гадаад орчны эх үүсгэврүүдийн талаарх дэлгэрэнгүй мэдээллийг Хавсралт Б болон В-ийн өртөлтийн үнэлгээнд тусгав. Ерөнхийдөө дотоод орчны агаарын бохирдлын гол эх үүсвэрт халаах зуух болон тамхины утаа (дам тамхидалт) орох бол гадаад орчны эх үүсвэрт өрхийн зуух, нам даралтын зуух, хагас коксжсон нүүрсэн зуух, халаалтын зуух, автомашин, дулааны цахилгаан станцууд багтаж байна. Эдгээр эх үүсгэврүүдийн таамаглалын талаар өмнөх хэсгүүдэд дурьдсан бөгөөд дам тамхидалтын утааны дотоод орчны өртөлтөд нөлөөлөх байдлыг хувилбар тус бүрээр, улирлын болон жилийн дундаж агууламжид хэрхэн нөлөөлж байгааг доор тайлбарлав.

Өртөлтийн загвар

Бид судалгааны хувилбар тус бүрийн хувьд хүн амд жинлэсэн жилийн дундаж үзүүлэлтийг тооцох шаталсан цуврал загварыг ашигласан. Эдгээр тоон үзүүлэлтийг улирлын (зуны ба өвлийн) болон хоногийн (шөнийн болон өдрийн) хугацаанд тооцсон бичил орчны өртөлтөөр тодорхойлсон.²⁰

Хамгийн өндөр түвшинд хүн амын 2 үндсэн дэд бүлэг тус бүрийн жилийн дундаж өртөлтийн хүн амд жинлэж тооцлоо (Загвар А). Хүн амын 24 үндсэн дэд бүлэгт:

- А. Хүүхэд (4 хүртэлх насны)
- Б. Асран хамгаалагч (5-аас доош насны хүүхэд тутамд 1)
- В. Бусад (5-аас дээш насныхан)

Дээрх насны бүлэг тус бүрийг дараах зуухны төрөл бүхий айл өрхүүдэд тооцлоо. Үүнд:

1. МСС-ийн сайжруулсан зуух болон хагас коксжсон нүүрсэн зуухтай гэр
2. Ирээдүйн технологийн зуухтай гэр
3. Цэвэр халаалтын зуухтай гэр²¹
4. МСС-ийн сайжруулсан зуух болон хагас коксжсон нүүрсэн зуухтай байшин
5. Нам даралтын зуухтай байшин

²⁰ Өвлийн сарууд нь 10-3 дугаар сар. Зуны сарууд нь 4-9 дүгээр сар. Өдрийн цаг нь 8.00-18.00, шөнийн цаг нь 18.00-8.00 гэж тодорхойлсон. Илүү дэлгэрэнгүй мэдээллийг Хүн амд жинлэх хоногийн цагийн хуваарьт тусгав.

²¹ "Цэвэр" халаалтын зуух гэдэгт шаталтын үр дүнд мэдэгдэхүйц нарийн ширхэглэгт тооцсонцор (PM2.5) ялгардаггүй зуухыг тооцно. Жишээ нь хийн, цахилгаан зэрэг зуухны төрлүүд орно.

6. Ирээдүйн технологийн зуухтай байшин

7. Цэвэр халаалтын зуухтай байшин буюу орон сууц

Тодорхой хүн амын дэд бүлгийн жилийн дундаж өртөлтийг улирлын өртөлтийн дундажаар тооцсон (Загвар Б). Хүн амын дэд бүлгийн улирлын дундаж өртөлтийг дотоод болон гадаад орчин дахь өртөлтийн дундажийг цаг хугацааны үйлдлээр харьцуулан тооцсон (Загвар В ба Г).

Загвар тус бүрийн хувьд “A” нь age буюу өртөлтийг үнэлсэн хүн амын үндсэн дэд бүлэг, “H” нь household буюу өрхийн хэрэглэж буй зуухны төрөл, “DT” буюу дам тамхидалт, “S” нь seasons буюу улирал (зун, өвөл), “D” нь daytime буюу өдрийн цаг, “N” нь night буюу шөнийн цаг, “in” нь indoor буюу дотоод бичил орчин, “out” нь outdoor буюу гадаад бичил орчин, “PM” тухайн бичил орчин дахь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламж ($\text{мкг}/\text{м}^3$), “%t” нь тухай бичил орчинд “D,S” эсвэл “N,S”-д байсан хугацааны эзлэх хувь, “IF” нь infiltration factor буюу сууцны зуухны төрлийн нэвчилтийг тооцсон.

$$\text{Хүн амд жинлэсэн жилийн дундаж өртөлт} = \sum \left(\% \text{ Хүн ам}_{A.H.} \times \text{Жилийн дундаж өртөлт}_{A.H.} \right)$$

Загвар А. Хүн амд жинлэсэн жилийн дундаж өртөлтийг тооцохдоо нийслэлийн нийт хүн амыг оруулан тооцлоо.

$$\text{Жилийн дундаж өртөлт}_{A.H.} = \frac{(\text{Өвлийн дундаж}_{A.H.S.}) + (\text{Зуны дундаж}_{A.H.S.})}{2}$$

Загвар Б. Хүн амд жинлэсэн жилийн дундаж өртөлтийг тооцохдоо өвлийн болон зуны улирлын нийт өртөлтийн дундажаар тооцлоо.

Улирлын дундаж
өртөлт $_{A.H.}$

$$= (\%t_{in,D,S} \times \text{Улирлын өдрийн дундаж дотоод PM2.5 өртөлт}_{A.H.S}) + (\%t_{in,N,S} \times \text{Улирлын шөнийн дундаж дотоод PM2.5 өртөлт}_{A.H.S}) + (\%t_{out,D,S} \times \text{Улирлын өдрийн дундаж гадаад PM2.5 өртөлт}_{A.H.S}) + (\%t_{out,N,S} \times \text{Улирлын шөнийн дундаж гадаад PM2.5 өртөлт}_{A.H.S})$$

Загвар В. “А” хүн амын дэд бүлгийн насны болон “Н” өрхийн ашиглаж буй зуухны төрлөөс хамаарсан улирлын дундаж өртөлтийн хэмжээг тооцохдоо дээрх загварыг ашигласан. Улирлын дундаж өртөлтийг зуны болон өвлийн улиралуудад тооцсон. “%t” нь “D,S” эсвэл “N,S” хугацаанд тухайн бичил орчинд зарцуулсан хугацааны хувиар тооцлоо.

- I. Улирлын өдрийн дундаж дотоод PM2.5 өртөлт $_{A.H.S}$ = $PM_{in, өвөл, S} + (IF_H \times PM_{out, H, D, S})$
- II. Улирлын шөнийн дундаж дотоод PM2.5 өртөлт $_{A.H.S}$ = $PM_{in, өвөл, S} + (IF_H \times PM_{out, H, N, S}) + (PM_{in, ДТ, S})$
- III. Улирлын өдрийн дундаж гадаад PM2.5 өртөлт $_{A.H.S}$ = $PM_{out, H, D, S}$
- IV. Улирлын шөнийн дундаж гадаад PM2.5 өртөлт $_{A.H.S}$ = $PM_{out, H, D, S}$

Загвар Г. Хүн амын дэд бүлэг “А”, улирал “S”, зуухны төрөл “H” тус бүрт дотоод болон гадаад орчны өдрийн болон шөнийн өртөлтийг тооцоход дээрх загварыг ашиглалаа.²²

Хүн амд жинлэсэн өртөлт ба Хоногийн цагийн хуваарь

Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж өртөлтийг хоёр шатлалаар хүн амд жинлэн тооцлоо. Загвар Г-ийн хувьд гадаад орчны дундаж өртөлтийг ерөнхий гурван төрлийн сууцан дахь (гэр, байшин, орон сууц) хүн амын хувьд улирал болон хоногийн цагийн (өдөр ба шөнийн) хуваарийн ялгаатай байдлаар тус бүрт нь тооцон гаргасан. Эдгээр өртөлтийг Багануур болон Багахангай гэсэн хоёр дүүргээс бусад дүүрэгт тодорхой төрлийн сууцан дахь хүн амд жинлэсэн гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийг загвар дахь хэсэг тус бүрийн гадаад орчны дундажаас тооцсон. Дээрх хоёр дүүргийг гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) загварт оруулаагүй бөгөөд эдгээр дүүргийн гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж

²² Зуух болон нам даралтын зуухтай гэр, байшингийн хувьд, “PM_{in}”-ыг тооцохдоо өвлийн улирлын нэвчилтийн факторыг 0-тэй тэнцүү гэж тооцлоо (IF=0).

өртөлтийн улирал тус бүрийн хүн амд жинлэсэн өртөлтийг жирийн аравтын хувиар (аравны нэгт) авч үзсэн болно (Хүснэгт Г1).²³ Загвар А-д нийслэлийн нийт хүн амын жилийн дундаж өртөлтийг тооцохдоо хүн амын дэд бүлгийн эзлэх хувьтай дүйцүүлэн тооцлоо.

Хүснэгт Г1. Гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж өртөлтийг аравтын хувиар илэрхийлсэн байдал (мкг/м³) – Нийт хүн амд жинлэсэнээр

Хувилбар	10 th %ile Өвлийн өдөр	10 th %ile Өвлийн шөнө	10 th %ile Зуны өдөр	10 th %ile Зуны шөнө
2014 – Суурь түвшин	49.8	69.2	1.3	1.9
2024 – Төлөв 2013	59.9	79.4	2.4	3.3
2024 – Хувилбар 1	22.9	29.8	0.4	0.6
2024 – Хувилбар 2	0.6	0.7	0.2	0.3

Хүснэгт Г1-д нийслэлийн нийт хүн амд жинлэсэн гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) дундаж өртөлтийг аравтын хувийг тооцсон байдлаар үзүүлээ.

Хоногийн цагийн хуваарийг тооцсон боловч хүн амаар бус харин дотоод болон гадаад орчинд зарцуулж буй хугацаагаар нь жинлэж тооцлоо. Монголчуудын хоногт хийж буй ажлын бүтцийн талаарх мэдээлэл харьцангуй бага байсан. Иймээс бид МСС-ийн 2013 онд хийсэн өвлийн улирлын талаарх судалгаагаар Улаанбаатар хотын гэрт болон байшинд амьдардаг МСС-ийн сайжруулсан зуух ашигладаг хүүхэд, насанд хүрэгчдийн гэрийн дотор болон гадаа зарцуулж буй цагийг судалсан дүнг ашигласан. Энэхүү судалгааны дүнгээр Улаанбаатар хотын оршин суугчдын өвлийн улирлын амьдралын хэв маягийн талаарх дэлгэрэнгүй мэдээлэл өгсөн боловч эдгээр нь дүүрэг, сууцны төрөл, зуухны төрөл, улирлын шинж зэрэг хувьсагчдыг бүрэн илэрхийлэх боломжгүй тул эдгээр мэдээллийг бид судалгаандаа шууд ашиглах боломжгүй байлаа. Харин Улаанбаатар хотын нийт хүн амын өвлийн улирлын амьдралын хэв маягийн талаарх ойлголтыг тогтоохын тулд эдгээр судалгааны дүнг холбогдох тайлбар, мэргэжилтний саналтай хамтатган авч үзлээ. Өвлийн улирлын амьдралын хэв маягаас бид зуны улирлын амьдралын хэв маягийн талаарх үндэслэл бүхий таамгийг гаргав. Хүүхэд (насны бүлгийнхэн), тэдгээрийн асран хамгаалагчид, бусад (5-аас дээш насны бүлэгийнхний) хувьд хоногийн цагийн хуваарийг тоогоор үзүүлэв (Хүснэгт Г2). Хүүхэд болон тэдний асран хамгаалагчид ихэнх цагаа гэртээ өнгөрөөдөг гэж үзсэн бөгөөд жилийн турш тэд 100% дотоод орчинд байдаг гэж тооцлоо.²⁴ Бусад буюу насанд хүрэгчдийн хувьд амьдралын хэв маягийг нь хоногийн хоёр хэсэгт хувааж тооцлоо. Үүнд ажил, сургуульдаа явахаар гэрээсээ гадуур байдаг 10 цаг (өдрийн цаг буюу 8:00-18:00 цаг), болон гэртээ өнгөрүүлдэг 14 цаг (шөнийн цаг буюу 18:00-8:00 цаг) байна.

²³ Багануур, Багахангай дүүргүүд нь нийслэлээс харьцангуй алслагдсан, хөдөө нутагт байрладаг бөгөөд гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт бага байдаг гэж үзэв.

²⁴ Хэдийгээр бодит байдал үүнээс арай өөр боловч зун цагт гадаад болон дотоод орчинд цонх, хаалгаа онгойлгох, гэрийн хаяа зэргээр агааржуулалт сайн байх учир зун цагийн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт ойролцоо байна гэж үзлээ.

Хүснэгт Г2. Улирлын болон хоногийн ялгаатай үеүдийн дотоод болон гадаад орчинд өнгөрүүлж буй хугацаа (хүн амын үндсэн дэд бүлгээр)

	Дотоод орчин	Гадаад орчин
<i>Өдрийн цаг – Өвөл</i>		
Хүүхэд	1.00	0
Асран хамгаалагч	1.00	0
Насанд хүрэгчид	0.75	0.25
<i>Шөнийн цаг – Өвөл</i>		
Хүүхэд	1	0
Асран хамгаалагч	1	0
Насанд хүрэгчид	1	0
<i>Өдрийн цаг – Зун</i>		
Хүүхэд	1	0
Асран хамгаалагч	1	0
Насанд хүрэгчид	0.75	0.25
<i>Шөнийн цаг – Зун</i>		
Хүүхэд	1	0
Асран хамгаалагч	1	0
Насанд хүрэгчид	1	0

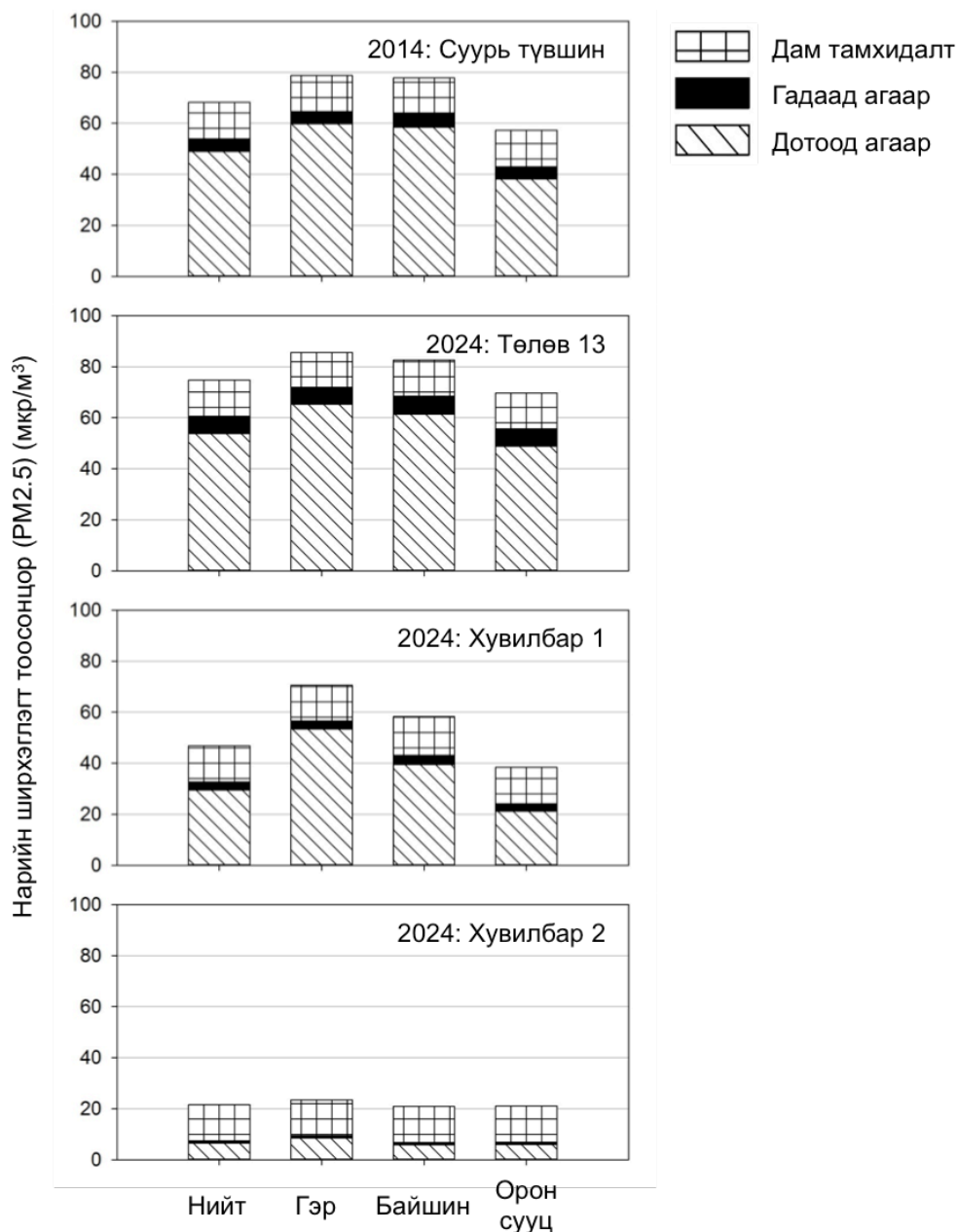
Хүн амын хоногт цагаа өнгөрүүлж буй бичил орчин нь нийгэм-хүн амзүйн бүлэг, улирлын байдлаар ялгаатай гэж үзсэн боловч ийнхүү ангилах тоо баримт бэлэн байхгүй учир эдгээр ялгаатай байдлыг тооцох нийтлэг таамаглалыг дэвшүүлэн загварчиллаа. Хүн амын түвшинд өдрийн цагаар дотоод орчинд өнгөрүүлж буй дундаж хугацааг 75%, өдрийн цагаар гадаад орчинд өнгөрүүлж буй дундаж хугацааг 25% гэж тус тус үзэв.^{25,26} Дотоод орчинд өдрийн болон шөнийн цагаар өнгөрүүлж буй хугацааны талаар тодорхой мэдээлэл байхгүй тул, бид хүүхэд өдрийн болон шөнийн цагийг 100% дотоод орчинд өнгөрүүлдэг гэж авч үзлээ.

²⁵ Нийслэлд гадаад орчинд ажилладаг барилга, хөдөө аж ахуй, уул уурхай, тээвэр зэрэг салбар их байдаг учир өдрийн цагаар гадаад орчинд өнгөрүүлж буй хугацаа нь 25 хувиас илүү байх магадлалтай боловч бид хамгийн бага хуваарь тооцлоо (Чилхаасүрэн, Баасанхүү, 2010).

²⁶ Дотоод орчин дахь өртөлтийг тооцохдоо гэрээсээ өөр газар дотоод орчинд өнгөрүүлж буй өртөлт нь гэрийн дотоод орчин дахь өртөлттэй адил гэж үзлээ.

Насанд хүрэгчдийн ангилалд багтах хүн амын тодорхой хэсэг нь хүүхэд харах үүрэг хүлээдэг гэж үзэн, нэг хүүхдэд нэг асран хамгаалагч ногдохоор тооцсон. Тэднийг хүүхэдтэй адил амьдралын хэв маягтай гэж үзлээ. Хүүхэд, тэдний асран хамгаалагч, бусад (насанд хүрэгчид) гэж ангилан тэднийг өрхөд жигд хуваарилагдсан байдаг гэж үзсэн бөгөөд тухайлбал нийт хүн амын тодорхой хэсэг нь гэрт амьдардаг бол мөн хэмжээний хүүхэд, тэдний асран хамгаалагч, бусад (насанд хүрэгчид) гэсэн насны бүлгийн хүмүүс гэрт амьдардаг гэж тооцсон.

Хувилбар тус бүр дэх хүн амын бүлгийн өртөлт



Зураг Г1. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж хэмжээний бүтэц (сууцны төрлөөр)

ХАВСРАЛТ Д.

ЭРҮҮЛ МЭНДИЙН АЧААЛАЛ БОЛОН ҮР АШГИЙН ТООЦОО

Өнөөгийн байдал

Монгол улсын 1000 хүн амд ногдох голлох өвчлөлүүдийг Алдагдсан Амьдралын Жилүүдээр (ААЖ) харууллаа (Хүснэгт Д1). Үүнд: Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг, Амьсгалын доод замын цочмог халдвар, шигдээс өвчнүүд нь нийт ААЖ-ийн гуравны нэг орчмыг эзэлж байна. Бусад өвчлөлүүд үлдсэн хувийг эзэлж байна. (Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын Судалгаа, 2014)

Хүснэгт Д1. Монгол Улсын зонхилох өвчлөлийг Алдагдсан Амьдралын Жилүүдээр (ААЖ) эрэмбэлсэн нь, 2010 он

	Өвчний төрөл	ААЖ	Хувь
1	Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг *	96	11.8
2	Амьсгалын доод замын халдвар *	87	10.6
3	Шигдээс *	78	9.5
4	Нярайн тархины эмгэг	41	5.0
5	Зам тээврийн осол	34	4.2
6	Элэгний хатуурал	32	3.9
7	Элэгний хавдар	30	3.6
8	Төрөлтийн өмнөх хүндрэлүүд	28	3.5
9	Төрөлхийн гаж хөгжил	25	3.1
10	Сүрьеэ	20	2.4
11	Бөөрний архаг өвчин	19	2.3
12	Ходоодны хавдар	16	2.0
13	Амиа хорлох	16	2.0
14	Зүрхний хэрх өвчин	14	1.8
15	Хүчирхийлэл	14	1.7
16	Гэмтэл	14	1.7
17	Уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин *	13	1.5
18	Уушгины хавдар *	12	1.5

* Судалгааны тооцоонд оруулсан өвчлөлүүд

Эх сурвалж: <http://www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/country-profiles>

Загварт ашигласан аргачлалын тайлбар

Хувилбар тус бүрийн хүрээнд эрүүл мэндийн нөлөөллийг өвчний ангиллаар болон насны бүлэг тус бүрт ялгаатай байдлаар тооцлоо. Эрүүл мэндийн нөлөөллийг тооцох аргачлалыг Бэркэлэй дэх Калифорнийн Их сургууль болон Нэгдсэн Үндэстний Сангийн эрдэмтэд хамтран боловсруулсан (Пилларисетти нар, 2013). Мөн бид судалгаандаа Өрхийн Агаарын Бохирдлын Интерванц Аргын (ӨАБИА – НАРІТ) шинэчилсэн хувилбарыг

ашигласан. Энэхүү аргыг ашиглан 2014-2024 оны хооронд хийсэн хувилбар тус бүрээр Улаанбаатар хотын хүн амын дунд үүсэж буй уушгины хавдар, зүрхэнд цус хомсрох эмгэг, шигдээс, уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин, хүүхдийн (0-4 насны) амьсгалын доод замын цочмог халдвар зэрэг өвчлөлүүдийн эрсдэлийн хувийг тооцлоо. Дээрх таван төрлийн өвчлөлийн эрүүл мэндийн ачааллыг агаарын бохирдлоос үүдэлтэй цаг бус нас баралт (ЦБНБ) болон өвчлөлөөр алдсан амьдралын жилүүдээр (ӨААЖ) тооцсон ба энэ нь Эрүүл Мэндийн Хэмжилт, Үнэлгээний Хүрээлэнгийн 2010 онд гаргасан Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллыг Үнэлэх судалгааны улс орон, бүс нутаг, дэлхийн өвчлөлийн тооцоонд үндэслэн сонгосон (Муррай нар, 2012). Эдгээр нь өртөлтийн харьцангуй бодит хэмжээнд функцийн стандартад тохирч буй өвчлөлүүд боловч нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлттэй холбоотой уушгины сүрьеэ өвчнөөс шалтгаалсан нас баралтын эрсдэл нэмэгдэж буй талаар судлаачид тэмдэглэх болсон. Иймээс уушгины сүрьеэ өвчнийг агаарын бохирдлын эрүүл мэндийн нөлөөллийн хоёрдогч үр дагавар гэж авч үзсэн.²⁷

Цаг бус нас баралт ба Өвчлөлөөр алдсан амьдралын жилүүд

Нийслэлийн эрүүл мэндийн ачааллыг нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж өртөлт 12 мкг/м³-ээс бага үед үүсэх өвчлөлтэй харьцуулах замаар тооцсон.²⁸ 2014-2024 оны хоорондох эрүүл мэндийн ачааллыг хувилбар тус бүрээр тооцов. Өртөлтийг дундаж хүн амын тархалтаар тооцсон. Суурь түвшин болон хувилбар тус бүрт 2024 оныг хүртэлх нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн агууламжийг шугаман байдлаар илэрхийлсэн. Суурь түвшинд жилийн дундаж өртөлтийн түвшинг тооцож, түүнийг Төлөв 2013 болон туршилтын бусад нөхцлүүдийн хооронд адил гэж үзэн бусад хувилбаруудтай харьцуулсан. Бүх өртөлтийн шат дараалалтай тухайн оны эхний өдрийг жил бүрийн 1 дүгээр сарын 1-нээр буюу жишээлбэл 2015 оны 1 дүгээр сарын 1-нээс 2015 оны өртөлт эхэлнэ гэж тооцсон. Өртөлт арван жилийн турш өөрчлөгдөх ба хамгийн сүүлд 2024 оны 1 дүгээр сарын 1-нд байхаар тооцсон. Төлөв 2013 түвшин дэх эрүүл мэндийн ачааллыг ЦБНБ болон ӨААЖ-ээр 2014-2024 оны хооронд 11 жилээр жил тутамд тооцсон. Хавсралт Ж-ээс эрүүл мэндийн ачааллыг жил тутамд хувилбар тус бүрээр хэрхэн тооцсоныг харж болно. Өвчлөл нь уг загварт ӨААЖ-ээр тооцогдсон. ӨААЖ-ийг дэлхийн хэмжээнд гол төлөв цаг бус нас баралт болон амь насанд халтай бус өвчлөлийг тодорхойлоход ашигладаг. Мөн ӨААЖ-ийн тоо нь нэг америк доллар тутамд ногдож буй эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг үнэлэн эдийн засгийн тооцоог гаргах чухал үзүүлэлт болгон ажилдаг.

ӨААЖ-ийг тооцохдоо үндэсний хэмжээнд тодорхой-өвчлөлөөс шалтгаалсан нас баралтуудыг ашигладаг²⁹. ӨААЖ-ийн харьцааг Эрүүл Мэндийн Хэмжилт, Үнэлгээний Хүрээлэнгийн Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын судалгаагаатай дүйцүүлэн тооцсон ба судалгааны хугацаанд тогтмол (өөрчлөлт байхгүй) байна гэж үзэв. Хувилбар тус бүрт нас баралт болон ӨААЖ-ийн бууралтыг тооцохдоо тухайн нөхцөл дэх нас баралт, ӨААЖ болон Төлөв 2013-ын тооны ялгаагаар тооцсон. 2024 оны хувьд үлдэж байгаа бусад эрүүл

²⁷ Энэ судалгааны нэг гол зорилт нь уушгины сүрьеэ, дутуу төрөлт, нүдний катаракт гэсэн 3 үндсэн агаарын бохирдлын хоёрдогч үр дагаврыг тооцох явдал байлаа. Гэвч, дутуу төрөлт, нүдний катаракт өвчинтэй холбоотой судалгаанд хамрагдах үеийн (2006-2012) суурь өвчлөлийн талаарх эрүүл мэндийн бүртгэл мэдээлэл нь хангалтгүй байсан тул бид эдгээр өвчнийг судалгаандаа хамруулсангүй.

²⁸ Энэ хэмжээ нь АНУ-ын Байгаль Хамгаалах Агентлагийн (EPA) нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) жилийн дундаж агаарын чанарын стандартыг төлөөлж буй бөгөөд энэ нь дэлхийн хэмжээнд одоогоор нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хамгийн хатуу тогтоосон стандарт юм.

²⁹ Жишээлбэл: агаарын бохирдлоос болоод өвчлөн цаашид нас барах гол шалтгаан нь болсон. Энэ нь тухайн хувь хүнээс хамаарахгүйгээр орчноосоо өвчлөлийн эх үүсвэрийг авсан буюу улсын хэмжээгээр өвчлөх юм.

мэндийн ачааллыг нас баралт болон ӨААЖ-ийн аль алинд нь тооцсон ба энэ нь 2024 онд хувилбар тус бүрийн хувьд Төлөв 2013-ын хүрээнд хүлээгдэж буй ачааллын эзлэх хувь юм. Дараах томъёог ашиглан тооцсон.

$$\text{2024 онд хүлээгдэж буй ачаалал} = \frac{\text{Тухайн хувилбарын 2024 онд хүлээгдэж буй ачаалал}}{\text{Төлөв 2013-ын 2024 онд хүлээгдэж буй ачаалал}} \times 100$$

Харьцангуй эрсдэл

Өвчлөл болон нас баралтыг тооцохдоо харьцангуй эрсдэлийн (ХЭ) функцийг ашигласан. Харьцангуй эрсдэлийг өвчлөл тус бүрийн хүн амд ногдох эрсдэлийн хэсгийг (ХАНХ) тооцоход ашигладаг. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) улмаас үүсэж буй үндсэн өвчлөлүүдийн харьцуулж болох эрсдэлийн хувийг дараах томъёогоор олно.

$$\text{ХАНХ} = \frac{(XЭ - 1)}{(XЭ - 1) + 1}$$

Харьцангуй эрсдэл нь өртөлтийн тодорхой түвшин дэх тухайн өвчлөлийн эрсдэл юм (Десай нар, 2004). Өвчлөл тус бүрт ХАНХ нь харилцан ялгаатай байдаг бөгөөд түүнийг тооцохдоо суурь түвшинг тухайн өртөлтийн хэмжээнээс хамаарч нэмэгдэж буй өвчлөлийн хувиар орлуулж тооцсон. Мөн ХАНХ-ийн дээд болон доод хязгаарын үзүүлэлтүүдийг тооцлоо.

Нас баралтын эрсдэлийн тун-хариу үйлдлийн муруйг 2010 оны Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын судалгаанд ашигласан үзүүлэлтүүдээр тооцсон (Бурнетт нарын, 2014). Бүтцийн функциональ загвар нь энэ өгөгдөлд таарсан ба Eureka Formulize (Шмит нарын 2013)-ийн мэдээллийг ашигласан. Дээд болон доод тодорхойгүй хязгаар нь 95%-ийн итгэлцлийн хүрээнд багтаж тухайн өвчлөлийн эрсдэлийн нэгжийн утгыг тооцохдоо ашигласан. Харьцангуй эрсдэл 1-тэй тэнцүү үеийн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт 7.3 мкг/м³ байж болох юм. Уг загварыг Хүснэгт Д1-т үзүүлэв.

Уушгины сүрьеэгийн тооцоо

Уушгины сүрьеэгийн харьцангуй эрсдэлийн томъёо шугаман аргаар OR-ээр (odds ratio) тодорхойлсон ба Хүснэгт Д2-т өртөлтийн түвшинг сүүлийн үеийн судалгаануудад тодорхойлсноор тусгасан. Нэгдүгээрт хамгийн их тохиолддог уушгины сүрьеэгийн OR, бусад судалгаанд тооцсонтой адилаар ашигласан. Хамгийн их хамааралтай эрсдэлийн мэдээллийг Непалын хийн түлш болон биомасс хэрэглэдэг эмэгтэйчүүдийн OR = 3.142-тэй (95%CI: 1.15, 8.56) харьцуулан тооцсон (Лакшми нар 2012). Энэхүү мэдээлэл нь сүүлийн үед хийгдсэн бусад судалгааны үр дүнгүүдтэй нийцэж байгаа юм (Смит нар, 2014). Учир нь нийт Непал дахь уушгины сүрьеэгийн эрсдэл 10% болон түүнээс бага байсан ба OR нь харьцангуй эрсдэлтэй тодорхойлогдсон байдаг (Какчапати нар, 2010). Тухайн хоёр бүлэгт нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт тодорхойлогдоогүйгээс хийн түлш хэрэглэгч эмэгтэйн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт сүүлийн үед хэвлэгдсэн Энэтхэгт хийгдсэн судалгаагаар хийн түлш

хэрэглэдэг эмэгтэйчүүдийн өртөлт нь 70 мкг/м^3 , биомасс хэрэглэдэг эмэгтэйчүүдийн өртөлт 300 мкг/м^3 байна (Бурнетт нар, 2013). Иймд шугаман хамаарал нь 70 мкг/м^3 -д $OR = 1.0$, $1,300 \text{ мкг/м}^3$ -д $OR=3.14$ байна.

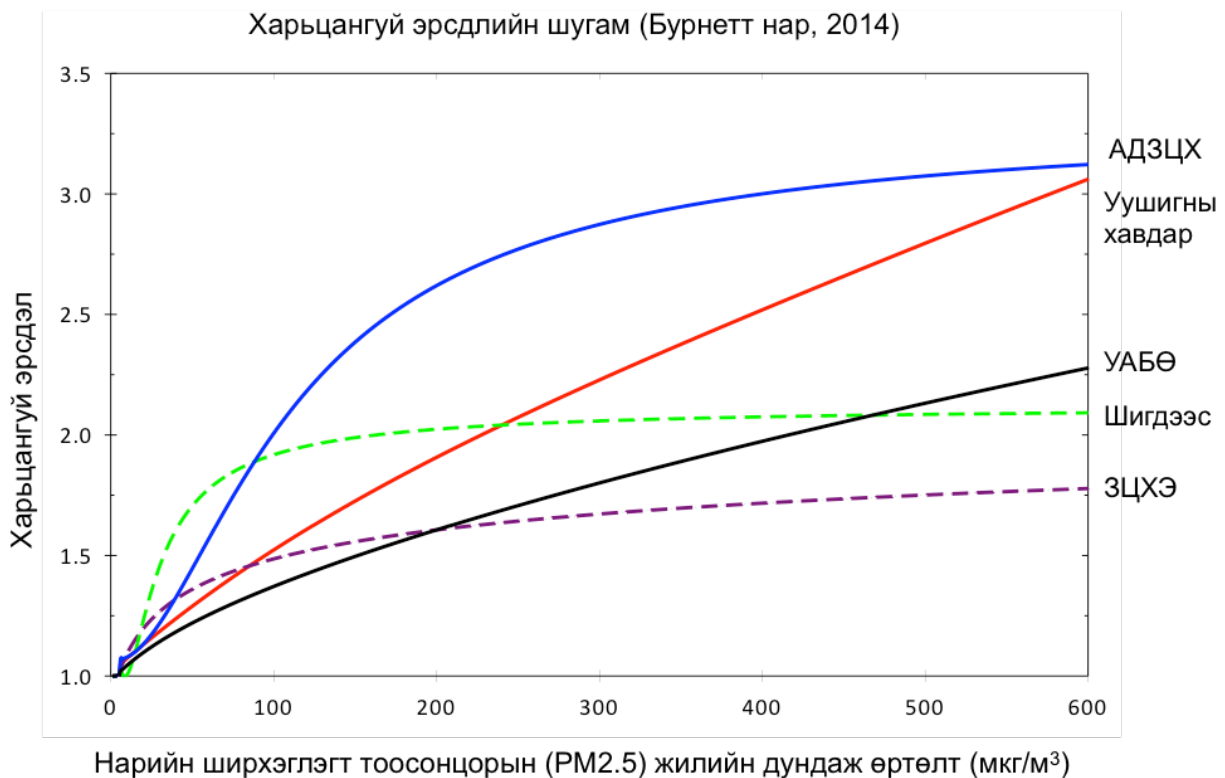
Тухайн OR-ийн хэвийн шугаман томъёоллыг өртөлтийн түвшин 1 байхаар тооцсон. Энэхүү томъёо нь сүрьеэгийн харьцангуй эрсдэлийн тэнцэтгэл болно. Бид цаг бус нас баралт болон ӨААЖ-ийн тодорхойгүй $\pm 50\%$ -ийг 50% -иар нэмж (дээшээ ихэссэн тохиолдолд), хасаж (доошоо буурсан тохиолдолд) тооцсон.

Хүснэгт Д2. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) харьцангуй эрсдэлийн томъёо

Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг	$(IHD\ RR) = 0.9564 \cdot \log(\log(12.98 + PM))$
Доод тодорхойгүй хязгаар	$(Low\ IHD) = (41.12 + PM - 421.9 / (3.363 + PM))^{0.09225} - 0.2773$
Дээд тодорхойгүй хязгаар	$(Low\ IHD) = (2.281 + (-422.7 - 20.98 \cdot PM) / (435.4 + PM^2))$
Тархины шигдээс	$(Stroke\ RR) = 2.125 + (-172.9 - 19.42 \cdot PM) / (227.9 + PM^2)$
Доод тодорхойгүй хязгаар	$(Low\ Stroke) = (1.199 + 0.03729 \cdot PM)^{0.13}$
Дээд тодорхойгүй хязгаар	$(Stroke\ RR) = 2.075 + 5.204e-5 \cdot PM + (-710 - 8.422 \cdot PM) / (643.9 + PM^2 - PM)$
Уушгины архаг бөглөрөлтөд өвчин	$(COPD\ RR) = \sqrt{(1.398 + 0.00638 \cdot PM + -24.08 / (54.74 + PM))}$
Доод тодорхойгүй хязгаар	$(Low\ COPD) = 1.007 + 0.001675 \cdot PM + 2.848e-10 \cdot PM^3 - 7.654e-7 \cdot PM^2$
Дээд тодорхойгүй хязгаар	$(Up\ COPD) = \sqrt{(1.538 + 0.01125 \cdot PM + -17.93 / (27.84 + PM))}$
Уушгины хавдар	$(LC\ RR) = 1.015 + 0.00596 \cdot PM + 1.781e-8 \cdot PM^3 + 5.276e-15 \cdot PM^5 - 1.047e-5 \cdot PM^2 - 1.557e-11 \cdot PM^4$
Доод тодорхойгүй хязгаар	$(Low\ LC) = 0.9849 + 0.001803 \cdot PM - 2.049e-8 \cdot PM^2$
Дээд тодорхойгүй хязгаар	$(Up\ LC) = 1.032 + 0.01001 \cdot PM + 7.365e-8 \cdot PM^3 + 7.736e-14 \cdot PM^5 - 2.268e-17 \cdot PM^6 - 1.053e-10 \cdot PM^4 - 2.927e-5 \cdot PM^2$
Амьсгалын доод замын цочмог халдвар	$(ALRE\ RR) = (9304 + 27.36 \cdot PM + 3.328 \cdot PM^2) / (8704 + 38.75 \cdot PM + PM^2)$
Доод тодорхойгүй хязгаар	$(Lower\ CI) = \exp((23.51 \cdot PM + PM^2) / (6063 + 138 \cdot PM + PM^2))$
Дээд тодорхойгүй хязгаар	$(Upper\ CI) = (53.9 + 3.371 \cdot PM) / (65.26 + PM) - 0.02199 \cdot PM \cdot \exp(-0.01778 \cdot PM)$
Уушгины сүрьеэ	$(TB\ RR) = (0.0225 \cdot PM) + 0.8426$
Доод тодорхойгүй хязгаар	Тодорхойгүй
Дээд тодорхойгүй хязгаар	Тодорхойгүй

Шугаман бус өртөлтийн хариу үйлдэл

Тун-хариу үйлдлийн хамаарлын муруйг Бурнет нарын тодорхойлсноор ашигласан ба энэ нь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) агууламжийг бууруулж өртөлтийг маш бага түвшинд тооцох боломжийг олгосон юм (Бурнет нар, 2014). Зураг Д1-т харуулснаар нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлт болон шигдээс, зүрхэнд цус хомсрох эмгэг, амьсгалын доод замын цочмог халдвар зэрэг нь харьцангуй дээгүүр шулуун, харин уушгины хавдар, уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин зэрэг нь бараг шугаман байдлаар дүрслэгдсэн байна. Энэ нь эрүүл мэндийн эерэг үр дүн маш бага өртөлттэй үед гарахыг харуулж байна. Тиймээс эрүүл мэндийн бодит эерэг үр дүн өртөлтийн хэмжээг эрс бууруулсан үед гарч ирнэ (Смит нар, 2014).



Зураг Д1. Бурнет нарын *supra-linear* харьцангуй эрсдэлийн муруй (2014). Энэхүү судалгаанаас гарсан үндсэн 5 өвчлөлийн эрүүл мэндийн ачаалал болон тэдгээрийн харьцангуй эрсдэлийг харууллаа.

Эрүүл мэндийн хожуу үед илрэх нөлөөлөл

Эрүүл мэндийн ачаалал болон үр ашгийг 2014-2024 оны хооронд өртөлтийн зөрүүний улмаас цаг бус нас баралт болон ӨААЖ-ийн бууруулсан дүнгээр тооцсон. Хэдийгээр сүүлийн жилүүдэд нарийн ширхэглэгт тоосонцороос (PM2.5) хамааралтай маш олон өвчин хүн амд тархсан ба өртөлтийн үр дагавар нь урт хугацаанд үргэлжилж болзошгүй (өөрөөр хэлбэл, үр нөлөө нь өртөлтөөс хойш урт хугацааны дараа ч мэдрэгдэж байх) байгаа ч нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) өртөлтийн хэмжээг бууруулсны дараа холбогдох эрүүл мэндийн эрсдэл болон өртөлтийг бууруулснаар тухайн хугацааны эцэст тодорхой

тооны нас баралт, ӨААЖ-ээс сэргийлэх боломж бий болно (Долл нар, 2012).³⁰ ӨААЖ-ээс сэргийлэх талаар бидний таамаг нь эрүүл мэндийн эерэг үр дүн нэмэгдэх явдлыг эрчимжүүлэх ба тухайн хугацааны тооцоо ялимгүй өөрчлөгдсөн байна. Үүнийг харьцуулан бид шинжлэх ухааны зөвлөмж өгөх үүднээс АНУ-ын Байгаль, орчныг хамгаалах агентлагийн санал болгосны дагуу НАРІТ аргын тооцооны хуудаст ямарваа нэг зогсонги байдал үүсээгүй нөхцөлд болон 20 жилийн хугацаанд схемийн дагуу нас баралт, ӨААЖ, сэргийлж чадсан нас баралт, сэргийлж чадсан ӨААЖ-ийн үзүүлэлтийг харьцуулав (Камерон нар, 2004). Уг схемд өртөлтийг бууруулсан тухайн жилд нийт өвчлөлийн ачаалал 30%, 2-5 жилийн хугацаанд 50%-аар жигд тархацтайгаар 6-20 жил болоход 20%-аар жигд тархацтайгаар буурсан байна гэж дүрсэлсэн. Бодит үр дүнг харуулах үүднээс тооцоонд уушгины хатгалгааны хожуу үед илрэх нөлөөллийн хугацааг оруулаагүй болно.

Зардлын үр ашиг

Энэхүү үнэлгээнд зардлын үр ашгийн талаар тодорхой дүгнэлт өгөх боломжгүй юм. Гэсэн хэдий ч шинэчилсэн НАРІТ аргын тооцооны хуудсыг боловсруулснаар холбогдох байгууллагууд тухайн мэдээллийг ашиглан шаардлагатай дүнг гарах боломжтой юм. Энэхүү аргыг ашиглан зардлын үр ашигт байдлын дүн шинжилгээг хийхэд 1) эхлэлийн үеийн нийт зардал, 2) хөтөлбөр хэрэгжих хугацааны жилийн дундаж өртөг 3) хөтөлбөр хэрэгжих хугацааны нэг хүнд ногдох ДНБ гэсэн 3 нэмэлт мэдээлэл, тэдгээрийг нэг ижил тогтмол мөнгөн тэмдэгтийн ханшаар тооцно.³¹ Зардлын үр ашгийг олон улсын мөнгөн тэмдэгтээр ӨААЖ-ийн нэг хүнд ногдох ДНБ-д нөлөөлөх жил бүрийн зардалтай харьцуулан тодорхойлно. ДЭМБ-ийн баримталдаг хэмжээгээр зардлын үр ашиг нь интерванцын зардал нэг хүнд ногдох ДНБ-ээс бага байх нь хамгийн тохиромжтой бөгөөд ДНБ-тэй харьцуулахад 1-3 дахин их байвал үр ашигтай, харин 3 дахин илүү зардалтай бол ашиггүй гэж зөвлөсөн байдаг.

³⁰ Энэ дүрмээс ангид гол асуудал бол гол төлөв богино хугацаанд өртсөнөөс үүдэлтэй байдаг хүүхдийн амьсгалын замын архаг үрэвсэл юм.

³¹ Олон улсын тогтмол 2005 ам.долларыг зөвлөмж болгодог.

ХАВСРАЛТ Е.

АРГАЧЛАЛ БОЛОН ӨГӨГДЛИЙН ХЯЗГААРЛАГДМАЛ ТАЛУУД

Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралтын тооцоо

Улаанбаатар хотод хийгдсэн нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралтын хэмжилтүүд эрс тэс ялгаатай байдаг. Жишээлбэл 2010 онд хийсэн Гуттиканда нарын судлаачид (2013) болон ЖАЙКА байгууллагын судалгаанд ялгаралт нь эх үүсвэрээсээ шалтгаалан 10 болон түүнээс олон дахин ялгаатай байна. Халаалтын зуухны хувьд өөр хоорондоо харилцан адилгүй эх үүсвэрүүдтэй бол бусад тохиолдолд ялгаралтын эх үүсвэр нь төстэй боловч ялгаралтын тооцоо нэлээд ялгаатай байдаг. Ялгаралтын тооцоог илүү сайжруулах шаардлагатай бөгөөд нийцээгүй тохиолдолд аливаа загварын үр дүнг тодорхойлох боломжгүй юм. Тооцооны аргачлал нь ил тод бөгөөд хэрэглэгчид эдгээр аргачлалын давуу болон сул тал, юуг нь сайжруулах шаардлагатай талаар ойлгож мэдэх боломжтой байхаар хангалттай нарийн мэдээллийг агуулсан байх шаардлагатай. Ялгаралтын талаарх мэдээлэл нь нийслэлийн өвлийн онцгой хүнд нөхцлийг тусгасан байх ёстой. Тухайлбал, гадаад орчны нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралтыг тооцход зуухны яндангаас сорьц авах үед тухайн дотоод орчны температураас хамааран агаар холилдсонтой холбоотойгоор гадаад орчны бохирдлыг дутуу үнэлэх тал бий. Учир нь ялгаран гарсан хий дэх хагас дэгдэмхий элементүүд нь хүйтэн цагт гадаад орчны агаартай холилдон тоосонцор болдог. Энэхүү динамик үйл явц нь бүрэн шаталтын хэмжээ болон орчны нөхцлөөс шууд хамаарна.

Агаарын чанарын загварын сонголт

Гадаад орчны тоосонцорын хэмжээг тооцохдоо агаарын чанарын илүү боловсронгуй загвар шаардагдсан. Үүнд Гауссын ISCST-3 хэмээх урсгалын загварыг ашигласан. Гауссын урсгалын бүх загварууд нь тооцоолж буй хэмжээнд нөлөөлөх бодит үйл явцыг төдийлөн тооцож чаддаггүй. Улаанбаатар хотын нөхцөлд газрын хэвгий (уулын хөндий гэх мэт) зэрэг нь нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ялгаралтыг барьдаг бөгөөд дээрх загварыг ашиглан бохирдлын хэмжээг тооцход бодит байдлаас өндөр гарч болдог. Энэхүү загвар нь тухайн цагт ялгарсан нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) хэмжээнээс тухайн өгөгдсөн цагт бохирдлын хэмжээ ямар байхыг урьдчилан тооцдог. Энэ нь өмнөх цагт хэдий хэмжээний ялгаралтыг бүртгэсэн талаарх мэдээлэл байхгүй учраас нийслэлийн өвлийн улирлын бохирдуулагчийг тооцох боломжгүй юм. Уг загварт хотын хэмжээнд салхины чиглэл нэгэн жигд байдаг гэж үзсэн. Гэсэн хэдий ч газрын хэвгий бүр агаарын урсгалыг өөрчлөх ба хотын хэмжээнд агаарын нөхцөл байдал ихээхэн ялгаатай байх магадлалтай. Иймд заримдаа агаарын урсгалын хэлбэрүүд хязгаарлагдмал байдлыг үүсгэж болох ба химийн бодисын тээвэрлэлтийн загварыг ашиглахыг зөвлөдөг. Гэвч өгөгдөлийн параметрийг боловсруулахад болон нийслэлийн нөхцөл байдалд нийцсэн загвар гаргахад ихээхэн хөрөнгө шаардлагатай юм.

Гадаад орчны агаарын чанарын өгөгдөл

Гадаад орчны тоосонцорын мэдээллийг тухайн хяналтын цэгтэй хамгийн ойр орших эх үүсвэрт хүчтэй шууд нөлөөлөхгүй байх цэгээс нь цуглуулсан. Тухайн сүлжээг хэмжилт хийхэд чиглэж маш анхааралтай загварчилсан байх ёстой байдаг. Жишээлбэл зам

талбайн хяналт нь замын эргэн, тойрон хүрээлэн буй орчны бохирдолтын түвшний мэдээллийг хангадаг ч хөдөө орон нутаг болон томоохон талбайг хамарсан агаарын чанарыг хянахад төдийлөн тохиромжтой бус юм. Мөн хэмжилтийн алдааг хамгийн бага байлгахын тулд Улаанбаатар хотын өвлийн нөхцөлд тусгайлан зориулсан хэмжилтийн арга хэрэгтэй. Тухайлбал, гадаад орчны агаар дахь тоосонцорын хагас хувирамтгай нэгдлүүд салах хэмжээ нь дулаан нөхцөлд гэрийн автомат хэрэгслүүдэд ашигласан болон шүүлтүүрт цуглуулсаны дараа лабораторид авчрах үеийнхтэй харилцан адилгүй байна. Өгөгдлийг зөв тайлбарлах болон хэрэглэхэд энэхүү динамик үйл явцыг тооцох шаардлагатай.

Эрүүл мэндийн нөлөөлөл

Энэхүү судалгаанд эрүүл мэндийн ачааллыг суурь өвчлөлийн төлөв дэх ирээдүйн өвчлөлийн хандлагаар тооцсон тул ирээдүйд төлөвлөж байснаасаа өөрчлөгдөх боломжтой. Иймд бид өөрсдийн судалгааны хамрах хүрээг 10 жилээр авч үзсэн юм. Мөн түүнчлэн

- Энэхүү судалгаанд ашигласан загварууд нь суурь түвшний эрүүл мэндийн ачааллын хамаарлыг тооцох харьцангуй энгийн арга бөгөөд ирээдүйн нөхцлийг тооцох боловсронгуй аргыг ашиглах нь илүү үр дүнтэй байж болно.
- Эрүүл мэндийн хожуу үед илрэх нөлөөллөөс шалтгаалан, 2006-2012 оны нас баралтын бүртгэл нь агаарын бохирдлын сүүлийн үеийн чиг хандлагыг тодорхойлоход хангалтгүй үзүүлэлт юм.
- Тиймээс 2006-2012 оны эрүүл мэндийн статистик мэдээлэлд үндэслэн боловсруулсан бидний үнэлгээ нь эрүүл мэндийн суурь түвшний үеийн үзүүлэлтийг (нас баралт) ашигласан нь бодит байдлын хамгийн бага хувь юм.

Хувилбар тус бүрийн хувьд нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) ертөлтийн жилийн суурь түвшин болгон авсан 2014 оноос, туршилтын сүүлийн жил болох 2024 оны хооронд жил бүрийн шугаман прогрессоор авч үзсэн. Энэ нь гадаад орчны загварчлалд интервенцүүдийн эрчимтэй нэмэгдэл, хүн амын огцом өөрчлөлт, хүн амын нягтаршлын хэвшмэл бус өөрчлөлт зэргийг зөвхөн тойм байдлаар илтгэх юм. Уг судалгаанд гүдгэр функц болгон ашигласан хэд хэдэн IER муруйгаар тухайн орон нутагт оршин сууж буй иргэдийн эрүүл мэндийн үзүүлэлтийг жил жилээр ертөлтийн өсөлт, бууралтаар дүрсэлсэн.

ӨААЖ-ийг тооцохдоо улсын хэмжээнд тодорхой өвчнөөс шалтгаалсан нас баралтын хэмжээг ашигласан. Энэхүү хэмжээг тооцохдоо Эрүүл Мэндийн Хэмжилт, Үнэлгээний Хүрээлэнгээс гаргасан Дэлхийн Өвчлөлийн Ачаалалд тооцсонтой адил хувийг ашиглалаа. Тооцоолсон хэмжээ нь насны бүтэц өөрчлөгдөхтэй холбоотойгоор хувьсах хандлагатай ч ямар чиглэлд өөрчлөгдөхийг урьдчилан тооцох боломжгүй юм.

Хотын өсөлтийн хувилбар

Орон сууцны барилга хэрхэн нэмэгдэх зэрэг нийслэл хотын хотжилтын хөгжлийн цаашдын төлвийг Хотын Ерөнхий Төлөвлөгөөнөөс авсан. Өртөлт болон эрүүл мэндийн тооцоо нь ерөнхий төлөвлөгөөний биелэлтээс шалтгаалан тодорхой хувиар өөрчлөгдөх магадлалтай. Үүний нэгэн адил нийслэл хот руу чиглэсэн хүн амын шилжилт хөдөлгөөний хэмжээг өмнөх жилүүдийн өсөлтийн хурдтай адил байхаар таамаглан тооцсон боловч

дараагийн 10 жилд энэ хурд өөрчлөгдөх магадлалтай. Тухайн өөрчлөлтийг урьдчилан таамаглахад хүндрэлтэй юм.

Тамхидалт

Хэдийгээр өвчлөлийн хэмжээг тооцохдоо идэвхтэй тамхидалтаас үүсэх эрүүл мэндийн нөлөөг тооцдоггүй боловч энэ нь өнөөгийн суурь өвчлөлийн тархалтын түвшинд нөлөөлж байна. Тамхидалтын түвшин ихээхэн нэмэгдэж буй нь бусад эх үүсвэрийн ялгаралтыг бууруулсанаар гарах үр дүнгээс давах магадлалтай тул эрүүл мэндэд үзүүлэх нөлөө эрс ихсэх болзошгүй. Түүнээс гадна мэргэжлээс шалтгаалсан ажлын байран дахь тамхидалт нь өртөлтийг улам бүр нэмэгдүүлж байгаа боловч үүнийг бид загвартаа тусгаагүй болно.

Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээ

Дотоод орчны агаарын бохирдлын хэмжээг зуухны ялгаралт болон тамхидалтаар голчлон тооцсон. Хэдийгээр дээрх бохирдуулагч эх үүсвэрийн ялгаралт буурсны хирээр замын хөдөлгөөн болон гадаад орчны бусад эх үүсвэрүүд, хоол хийх, зул барих, цэвэрлэгээ хийх зэрэг гэрийн нөхцөл дэх бусад эх үүсвэрүүдээс ялгарах бохирдлын эзлэх хувь ихэснэ. Энэхүү судалгаанд бид зуухны ялгаралт болон тамхидалтыг голчлон анхаарч үзсэн боловч төвийн халаалттай айлуудын дотоод орчны бохирдлын хэмжээ төдийлөн буурахгүй байх магадлалтай юм.

Аж үйлдвэрийн ялгаралт

Нийслэл дэх гадаад орчинд үйлдвэрийн эх үүсвэрээс ялгарч буй бохирдуулагчийн тоо болон тэдгээрийн талаарх дэлгэрэнгүй мэдээлэл дутмаг байна. Эдгээр хүчин зүйлс нь нийслэлийн агаарын чанарт ихээхэн нөлөөлж байгаа хэдий ч одоогоор эдгээр ялгаралтын эх үүсвэрийг тооцоолоогүй болно.

Нүүрсний төрөл

Нийслэлд олон төрлийн нүүрсийг хэрэглэж байгаагаас ихэнх айл өрхүүд Налайх, Багануур болон Алагтолгойн нүүрсийг хэрэглэж байна. Тэдгээрийн харьцаа болон өрхийн зуухны төрлөөс хамааран ялгарч буй бохирдлын хэмжээ харилцан ялгаатай байна. Зууханд хэрэглэж буй түлшний шаталтыг сайжруулахад нийслэлийн түлшний талаар баримтлах бодлого ихээхэн анхаарч ажилласан. Нийслэлийн агаарын чанарыг сайжруулах бусад арга хэмжээнд сөргөөр нөлөөлөх зуухны утааны ялгаралтыг нэмэгдүүлэх нүүрсний төрлийг дэмжихгүй байх бодлогод хэрэгжүүлэхийг бид зөвлөж байна. Үүнтэй нэгэн адил өрхийн ашиглаж буй зуухны утааны ялгаралтыг нэмэгдүүлэхгүй байх үүднээс бүрэн шаталттай нүүрсийг шалгах туршилтыг тухайн түлшийг хэрэглэж эхлэхээс өмнө хийх шаардлагатай. Хувилбар 1-т бид “Ирээдүйн технологийн зуух” гэсэн төрлийг шинээр оруулсан ба энэ нь МСС-ийн хөтөлбөрийн дүнд нэвтрүүлсэн ялгаралтыг бууруулах хэмжээтэй ижил хэмжээнд бууруулах шинэ төрлийн зуух байхаар тооцсон. Дээр дурьдсанчлан, дотоод орчны агаарын бохирдлыг бууруулдаг зуух ашиглахад анхаарах замаар эрүүл мэндийн сөрөг нөлөөллийг бууруулах боломжтой юм. Гэхдээ түлшний талаарх бодлогууд нь чанар муутай түлшийг дэмжвэл ялгаралт нь нэмэгдэж болзошгүй.

ХАВСРАЛТ Ё.

ХҮН АМ БА ЭРҮҮЛ МЭНДИЙН УРЬДЧИЛСАН ТӨЛӨВ БАЙДАЛ

Хүн амын мэдээлэл

Бид 2006-2012 оны хоорондох нийслэлийн нийт хүн амын тоог албан ёсны бүртгэл болон хэвлэгдсэн материалаас авч судалгаандаа ашигласан (Мэндсайхан нар, 2011; Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн хороо (ҮСХ), 2007; Нийслэлийн Статистикийн алба 2013).

2006, 2007, 2011, 2012 оны байдлаар таваас доош насны хүн амын мэдээллийг цуглуулсан ба 2008-2010 оны дүнг 2007 болон 2011 оны хооронд шугаман хамааралтай шулуун татан тооцсон.

2010, 2015, 2020, 2025, 2030 онуудын нийслэлийн хүн амын төлөв байдлын (нийт хүн ам ба таваас доош насны хүн амын) мэдээллийг ҮСХ-оос авсан. 2014-2030 оны хоорондох төлөвлөлтийг 2010 онд хийгдсэн хүн амын тооллогын нэгдсэн дүнг ашигласан ба (Зураг Ё1) хүн амын 5 жилийн дундаж өсөлттэй төлөвлөгөөг шугаман хамаарлаар харуулсан. 2012 оны дүүргүүдийн хүн амын тоон мэдээллийг нийслэлийн хүн амын тооллогын мэдээнээс авсан. Хүн амын өсөлтийн төлөв болон тооцоог Хүснэгт Ж1-д үзүүлэв. Дүүрэг тус бүрийн хүн амын хотын нийт хүн амд эзлэх хувь нь судалгааны хугацаанд тогтмол байна гэж үзлээ.

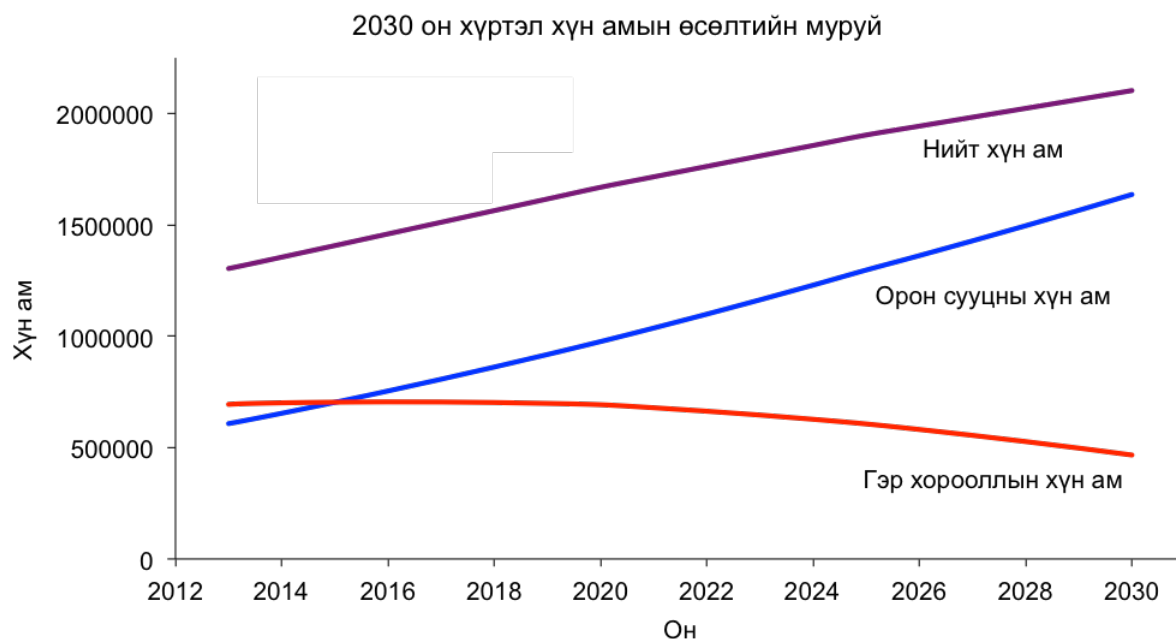
Өрхийн хэлбэрүүд

Жил бүрийн нийт айл өрхийн тооллогын дэлгэрэнгүй мэдээлэл байгаагүй болно. Иймээс бид хүн амын нэгдсэн тооллогод тодорхойлсон хүн ам ба ам бүлийн талаарх мэдээллийг ашигласан. Өмнө дурьдсанчлан хүн амын тоон мэдээлэл нь ҮСХ-ны тооцоо, хэтийн төлөвтэй харилцан хамааралтай байна. Ам бүлийн тоо нь Монгол Улсын жилийн статистикийн эмхэтгэлд дурдсан өмнөх жилүүдийн тоон үзүүлэлтийн (2000-2010) муруйгаар илэрхийлэгдсэн. Шугаман хамаарал нь цөөн ам бүлтэй өрхийн тоог нэмэгдүүлж байсан тул бид илүү бодитой тооцоо гаргах зорилгоор нийт төрөлтийн хэмжээний хандлагыг ашигласан. Нийт төрөлтийн хэмжээг НҮБ-ын тодорхойлсоноор эмэгтэйчүүд нөхөн үржихүйн насандаа төрөх магадлалтай хүүхдийн дундаж тоог төрөлтийн түвшин болон эндэгдлийн хэмжээнд харьцуулсан байдлаар хүн амын өсөлтөөр тооцсон. НҮБ-ын 5 жилийн нийт төрөлтийн хэмжээний тооцоог өгөгдөл авч болох 10 жилийн хугацаан дахь өрхийн хэмжээний талаарх тоо мэдээлэлтэй харьцуулан загварчлах нь энэхүү хоёр үзүүлэлтийн хоорондын хамаарлыг тогтооход нэмэр болохгүй учир бид гэр бүлийн хэмжээ нь үндэсний нийт төрөлтийн хэмжээний хандлагыг дагана гэж үзсэн. Монгол Улсын нийт төрөлтийн хэмжээ нь сүүлийн 10 жилүүдэд ихээхэн буурсан боловч цаашид нэмэгдэнэ гэж үзэж байна. НҮБ-аас Монгол Улсын эмэгтэйчүүдийн төрөлтийн тоо 2030 он гэхэд Барууны түвшинд ойртож тогтворжино гэж үзсэн (НҮБ-ын Эдийн засаг, нийгмийн асуудал эрхэлсэн алба (UN DESA): Хүн амын хэлтэс, 2013). 2000-2010 онуудад ажиглагдсан ам бүлийн тооны бууралт нь огцом, шугаман бууралт байсан боловч ойрын ирээдүйд энэ үзүүлэлт тогтворжих төлөвтэй байна. Иймээс бид 2010 оны байдлаар нэг өрх 2,6 ам бүлтэй байсан АНУ-ын ам бүлийн дундаж хэмжээтэй ойролцоо муруйг гаргах үүднээс Eureka томъёог ашигласан (Шмит нар 2009, Бюреау 2012).³¹ 2010-2030 оны жил бүрийн өрхийн хэмжээг энэхүү муруйгаас авсан (Зураг Ё2). Ам бүлийн өрхийн тоог жил тутмын нийслэлийн хүн амын тоог ам бүлийн дундаж хэмжээнд хувааж тооцов.

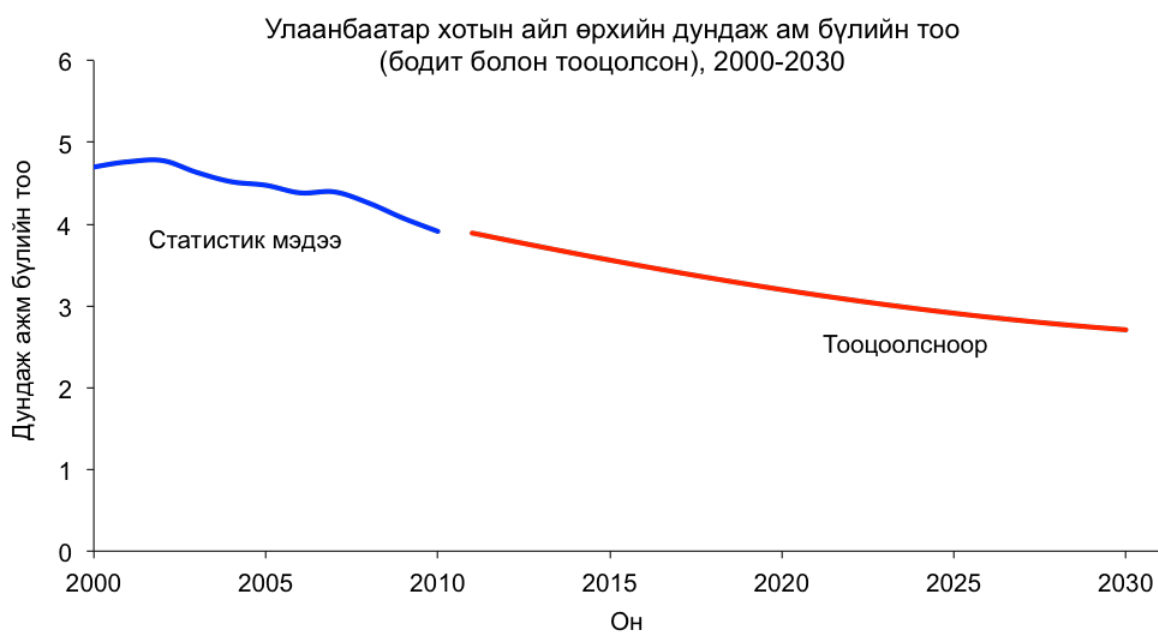
Нийслэлийн хувьд өрхийн оршин сууж буй гол хэлбэр нь гэр, байшин болон орон сууц гэж тооцов. Гэр нь гол төлөв мод, эсгийгээр хийсэн монголын уламжлалт сууц, байшин нь гэр биш, гол төлөв мод, цемент, тоосгоор барууны уламжлалт хэв маягаар барьдаг нэг гэр бүл амьдрах сууц, харин орон сууц нь хоёр ба түүнээс олон ихэвчлэн хэдэн арван айл амьдардаг том байшин сууцыг хэлнэ.

Гэр болон байшин нь нийслэлийн Статистикийн албанаас “гэр суурьшил” гэж тодорхойлсон бүсэд нийтлэг байдаг бол орон сууцанд амьдардаг өрхүүд нь “орон сууцны хороолол” гэгдэх газруудад хамгийн нийтлэг, олноороо байна. Нийслэлийн оршин суугчдад “гэр суурьшил”-д оршин суугчдын эзлэх хувийн (%-гэр) тоо мэдээллийг нийслэлийн 2010, 2020, 2030 онуудын хот төлөвлөлтөөс авсан. Жил бүрийн хандлага нь шугаман хамааралтай байна (Зураг Ё1). Гэр суурьшилд оршин суух өрхийн эзлэх хувийг гэр хороололд амьдарч буй оршин суугчдын эзлэх хувиас гаргав (%-гэр). Нийслэлийн “орон сууцны хороолол”-д амьдарч буй өрхийн эзлэх хувь (%-apartment)-ийг жил тутмын хувьд 1-%гэр гэж тооцоолов. Нийслэлийн Статистикийн албанаас орон сууцны суурьшлын өрхийн 99 орчим хувийг “орон сууц”-нд оршин суугч өрх гэж тодорхойлсон бөгөөд бусад хэлбэрийн сууцанд оршин суугчдыг бидний орон сууцны суурьшлын хувьд хийсэн тооцоонд төдийлөн ач холбогдолгүй гэж үзсэн.³²Гэвч Статистикийн албанаас гаргасан тоон мэдээллээс харахад гэр суурьшил дахь “гэр” болон “байшин”-д амьдарч буй өрхүүд харьцангуй жигд тархсан байна. 2012 оны байдлаар, гэр суурьшлын 44.2% (%-гэр_{гэр}) нь гэрт оршин сууж буй бол байшинд амьдарч буй өрх гэр суурьшлын нийт өрхийн 54.5%-ийг (%-гэр_{байшин}) эзэлж байна. Үлдэж буй хэсэг нь гэр хороололд амьдарч буй өрхийн эзлэх хувь нь тодорхой хязгаарын дотор багтаж байгаа тул бид энэ үзүүлэлтийг судалгаандаа оруулаагүй бөгөөд гэр хороололд “байшин”-нд амьдардаг өрхийн (%-гэр_{байшин}) хувийг тооцохдоо 1-%-гэр_{гэр} гэж тооцоолсон. %-гэр_{гэр} болон %-гэр_{байшин} үзүүлэлтийн хандлага төлвийн талаарх найдвартай мэдээлэл байхгүй байсан тул 2013-2030 оны хооронд тогтмол байна гэж үзэв. Хороолол, оршин сууж буй сууцны төрлөөр нийт өрхийн тоог Зураг Ё3-д харуулав.

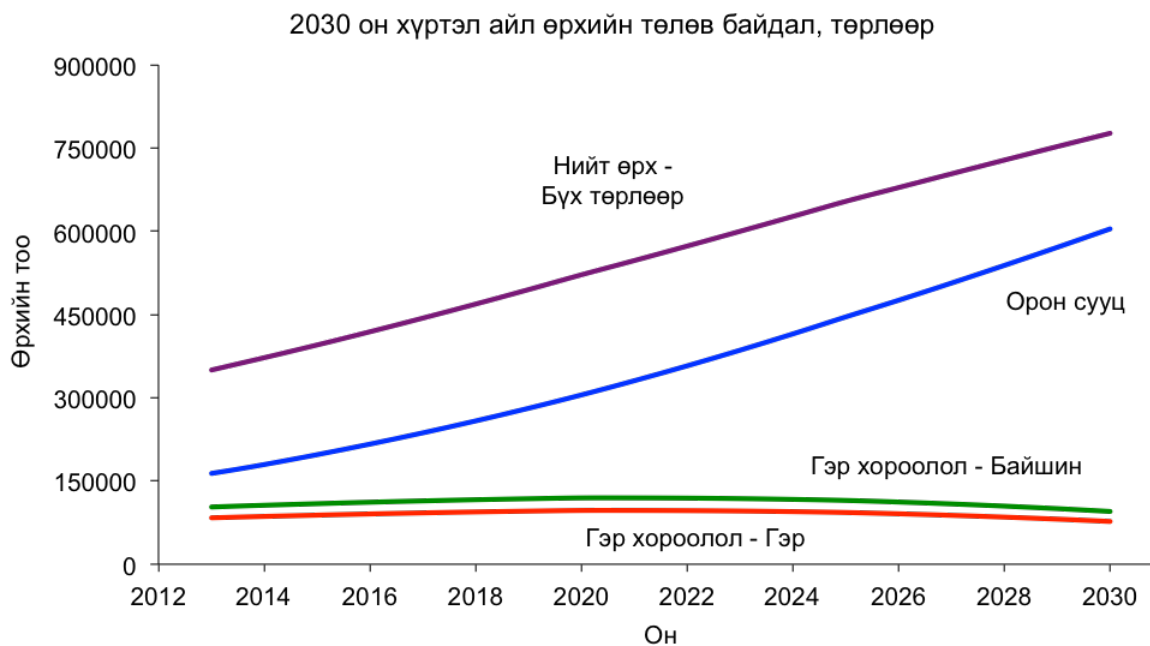
³² Өрхийн халаалтаас ялгаруулж буй ялгаруулалтыг хотын Статистикийн албанаас тодорхойлсон “тансаг байшин” болон “орон гэргүй” өрхүүдийн хувьд тооцож гаргаагүй. Учир нь эдгээр нь нийт орон сууцны сууришлын ердөө 0.9% ба 0.01% харин нийт гэр сууришлын 1% ба 0.2 % хувийг тус тус эзэлж байна.



Зураг Ё1. 2013-2030 оны хүн амын тооны хандлага, орон сууцны болон гэр суурьшлын хүн амын тархалтаар. Нийт хүн ам тогтвортой өсөх бөгөөд гэр суурьшлын хүн амын тоо буурна гэж тооцож байна.



Зураг Ё2. Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн Хорооноос гаргасан болон 2011-2030 оны нийт төрөлтийн хэмжээний шугаман хамаарал, дээрх төлвийг ашиглан тооцсон 2000-2010 оны нэг өрхийн ам бүлийн тооны цаашдын төлөв.



Зураг Ё3. 2010-2030 оны байршил болон өрхийн оршин суугаа хэлбэрээр өрхийн тооны хэтийн төлөв, хандлага. Орон сууцны хороолол дахь өрхийн тоо нэлээд хэмжээгээр нэмэгдэнэ.

Өвчлөлийн суурь үзүүлэлт

Хувилбар тус бүрээр нас баралтыг тооцлоо. Судалгаанаас өмнөх жилүүдийн нас баралтын мэдээлэл, түвшинг тогтоосон нь 2014-2024 оны хоорондох нас баралтын түвшинг тооцоход чухал тоон үзүүлэлт болсон. 2006-2012 оны хоорондох нас баралтын өгөгдлийг Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн Хороо болон Эрүүл Мэндийн Яамны харьяа Эрүүл Мэндийн Хөгжлийн Төвийн мэдээллээс авлаа. 2010 онд хийгдсэн Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын судалгаанд ашигласан нас баралтын дүн мэдээлэлтэй дүйцүүлэх зорилгоор Өвчний Олон Улсын X ангилалыг (ICD-10) ашигласан (Хүснэгт Ё1). Дурьдсан хугацаан дахь тодорхой өвчнөөс шалтгаалсан нас баралтын цаашдын хандлагыг хугацаа (жил) болон хүн амзүйн үзүүлэлтийн шугаман функцээр загварчлав (Хүснэгт E-2). Томъёо тус бүр дараах байдлаар бичигдсэн.

$$\text{Тухайн } X \text{ жилийн нас баралтын тоо} = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Жил} + \beta_2 \times \text{Нийт хүн ам}$$

“Нийт хүн ам” гэдэг нь тухайн X он дахь хүн амын тоо, “Жил” гэж X оныг төлөөлөх ба энэ нь 4 оронтой тоо (жишээлбэл 2009) байна. Тухайн өвчлөлийн загвар нь 2014-2024 онуудад гарсан нас баралтын түвшинг үзүүлсэн. 2006-2012 оны хүн амын тоон өгөгдлийг (нийт хүн ам ба хүүхэд) жил бүрийн үндэсний статистикийн эмхэтгэл тайланг ашигласан (Мэндсайхан нар, 2011; Монгол Улсын Үндэсний Статистикийн хороо, 2007). Нийт хамрагдсан өвчлөлүүдийн нас баралтын тооцоог Хүснэгт Ж1-д дэлгэрэнгүй үзүүлэв. 2024 он хүртэлх хүн амзүйн төлөвлөлтийг энэхүү хавсралтад өмнө нь дурдсан хүн амзүйн судалгааны аргуудыг ашиглан таамаглан гаргав.

Хүснэгт Ё1. Эрүүл мэндийн нөлөөллийн хэмжигдэхүүний ICD10 and ICD9 кодын нэрс болон өвчлөлүүдийн төрөл (ICD кодыг 2010 оны Дэлхийн Өвчлөлийн Ачааллын судалгаатай дүйцүүлэн сонгосон).

Өвчний нэр	ICD10 дугаарбүлэг	ICD9 дүгээрбүлэг
<i>Зүрх судасны өвчлөлүүд</i>		
Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг	I20-I25	410-414
Шигдээс	I63, I65-I67 (I67.4-с бусад), I69.3	433-434, 437.0-437.2, 437.5-437.8
Цус алдалтын болон тархины гэмтлийн бус гаралтай бусад цус харвалт	I60-I62, I69.0-I69.2, I67.4	430-432, 437.2
Уушгины хавдар (мөгөөрсөн хоолойн, бронхи, уушгины хавдар)	C33-C34, D02.1-D02.2, D38.1	162-162.9, 231.1, 231.2, 231.8, 235.7
<i>Бүх төрлийн амьсгалын замын архаг үрэвслүүд</i>		
Уушгины архаг бөглөрөлтөд өвчин	J40-J44, J47	490-492.8, 494, 496
<i>Бүх амьсгалын доод замын архаг халдварууд, < 5 нас</i>		
Томуу	J09-J11	487
Str.pneumonia-аар сэдээгдсэн уушгины хатгалгаа	J13	481
Neatophylus influenza-аар сэдээгдсэн уушгины хатгалгаа (В хэв шинж)	J14	482.2
Амьсгалын синзитиал вируст уушгины хатгалгаа	J12.1	480.1
Бусад амьсгалын доод замын халдварууд	J12 (J12.1-с бусад), J15-J22, J85, P23	466, 480.0-480.9 (480.1-с бусад), 482.0-482.9 (482.2-с бусад), 483-486, 513, 770.0
<i>Хоёрдогч өвчлөлүүд</i>		
Сүрьеэ	A15-A19, B90, P37.0	010-018, 137.0-137.4, 320.4, 730.4-730.6

ХАВСРАЛТ Ж.

Эрүүл мэндийн ачааллын нэмэлт хүснэгт

Хүснэгт Ж1А. Хувилбар тус бүр дэх өвчлөлийн суурь үзүүлэлтүүд

Он	Хүн ам	Хүн ам (0-4 нас)	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас)	УАБӨ-өөс (Уушгины архаг бөглөрөлтөт өвчин) шалтгаалсан нас баралт	УАБӨ-ний ӨААЖ
2014	1,355,176	148,219	227	5,678	416	35,640	425	16,621
2015	1,407,196	155,551	233	5,826	435	37,290	453	17,739
2016	1,459,516	158,438	239	5,974	454	38,927	482	18,845
2017	1,511,836	161,325	245	6,122	473	40,565	510	19,952
2018	1,564,157	164,212	251	6,270	493	42,203	538	21,059
2019	1,616,477	167,099	257	6,418	512	43,841	566	22,165
2020	1,668,797	169,986	263	6,566	531	45,478	595	23,272
2021	1,715,748	168,427	269	6,723	552	47,325	628	24,583
2022	1,762,700	166,869	275	6,881	574	49,173	662	25,895
2023	1,809,651	165,310	281	7,039	595	51,020	695	27,206
2024	1,856,603	163,752	288	7,196	617	52,867	729	28,517

Хүснэгт Ж1Б. Хувилбар тус бүр дэх өвчлөлийн суурь үзүүлэлтүүд

Он	Хүн ам	Хүн ам (0-4 нас)	ЗЦХЭ (Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг) нас баралтаар	ЗЦХЭ-ийн ӨААЖ	Шигдээс, цус алдатын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт	Сүрьеэгийн ӨААЖ
2014	1,355,176	148,219	2,064	45,975	1,471	33,808	155	8,963
2015	1,407,196	155,551	2,151	47,903	1,493	34,321	156	8,973
2016	1,459,516	158,438	2,237	49,823	1,516	34,832	156	8,989
2017	1,511,836	161,325	2,323	51,744	1,538	35,343	156	9,005
2018	1,564,157	164,212	2,409	53,665	1,560	35,855	156	9,021
2019	1,616,477	167,099	2,495	55,585	1,582	36,366	157	9,037
2020	1,668,797	169,986	2,582	57,506	1,605	36,877	157	9,053
2021	1,715,748	168,427	2,674	59,556	1,628	37,410	155	8,963
2022	1,762,700	166,869	2,766	61,606	1,651	37,942	154	8,873
2023	1,809,651	165,310	2,858	63,656	1,674	38,474	152	8,783
2024	1,856,603	163,752	2,950	65,706	1,697	39,006	151	8,693

Хүснэгт Ж2А. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) суурь өртөлтийн үеийн (12 мкг/м³) өвчлөлийн ачаалал

Он	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ PM2.5 -аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас) PM2.5 -аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	УАБӨ-ний ӨААЖ PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-ний ӨААЖ PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	18	0.013	445	0.328	33	0.024	0.222	2815	2.077	18.990	22	0.016	872	0.643
2015	18	0.013	457	0.324	34	0.024	0.221	2945	2.093	18.932	24	0.017	930	0.661
2016	19	0.013	468	0.321	36	0.025	0.226	3074	2.106	19.404	25	0.017	988	0.677
2017	19	0.013	480	0.317	37	0.025	0.232	3204	2.119	19.858	27	0.018	1046	0.692
2018	20	0.013	491	0.314	39	0.025	0.237	3333	2.131	20.297	28	0.018	1104	0.706
2019	20	0.012	503	0.311	40	0.025	0.242	3462	2.142	20.720	30	0.018	1162	0.719
2020	21	0.012	515	0.308	42	0.025	0.247	3592	2.152	21.129	31	0.019	1220	0.731
2021	21	0.012	527	0.307	44	0.025	0.259	3737	2.178	22.190	33	0.019	1289	0.751
2022	22	0.012	539	0.306	45	0.026	0.272	3883	2.203	23.272	35	0.020	1358	0.770
2023	22	0.012	552	0.305	47	0.026	0.284	4029	2.227	24.374	36	0.020	1427	0.788
2024	23	0.012	564	0.304	49	0.026	0.298	4175	2.249	25.497	38	0.021	1496	0.806

Хүснэгт Ж2Б. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) суурь өртөлтийн үеийн (12 мкг/м³) өвчлөлийн ачаалал

Он	3ЦХЭ-ээс (Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг) шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ийн ӨААЖР M2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	218	0.161	4846	3.576	48	0.035	1095	0.808	16	0.012	907	0.669
2015	227	0.161	5049	3.588	48	0.034	1112	0.790	16	0.011	908	0.645
2016	236	0.162	5252	3.598	49	0.034	1128	0.773	16	0.011	910	0.623
2017	245	0.162	5454	3.608	50	0.033	1145	0.757	16	0.010	911	0.603
2018	254	0.162	5657	3.616	51	0.032	1161	0.742	16	0.010	913	0.584
2019	263	0.163	5859	3.625	51	0.032	1178	0.729	16	0.010	915	0.566
2020	272	0.163	6061	3.632	52	0.031	1194	0.716	16	0.010	916	0.549
2021	282	0.164	6277	3.659	53	0.031	1212	0.706	16	0.009	907	0.529
2022	292	0.165	6494	3.684	53	0.030	1229	0.697	16	0.009	898	0.509
2023	301	0.166	6710	3.708	54	0.030	1246	0.689	15	0.009	889	0.491
2024	311	0.167	6926	3.730	55	0.030	1263	0.680	15	0.008	880	0.474

Хүснэгт Ж3А. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Төлөв 2013-ын үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ, (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ, (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ, (0-4 нас) PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	95.901	93	0.068	3625	2.675
2015	64	0.046	1605	1.141	175	0.124	1.124	14979	10.644	96.294	99	0.071	3891	2.765
2016	66	0.045	1656	1.135	184	0.126	1.160	15746	10.789	99.384	106	0.073	4158	2.849
2017	68	0.045	1707	1.129	193	0.128	1.195	16521	10.928	102.411	113	0.075	4427	2.928
2018	70	0.045	1759	1.124	202	0.129	1.230	17304	11.063	105.379	120	0.077	4699	3.004
2019	72	0.045	1811	1.120	211	0.131	1.264	18095	11.194	108.289	127	0.079	4973	3.077
2020	75	0.045	1863	1.116	221	0.132	1.297	18893	11.321	111.143	134	0.080	5250	3.146
2021	77	0.045	1919	1.118	231	0.135	1.371	19785	11.532	117.471	142	0.083	5576	3.250
2022	79	0.045	1975	1.120	241	0.137	1.447	20686	11.735	123.966	151	0.086	5905	3.350
2023	81	0.045	2031	1.122	252	0.139	1.525	21595	11.933	130.632	159	0.088	6237	3.446
2024	83	0.045	2088	1.125	263	0.142	1.605	22511	12.125	137.473	168	0.090	6572	3.540

Хүснэгт ЖЗБ. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Төлөв 2013-ын үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	3ЦХЭ-ээс (Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг) шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	633	0.450	14110	10.027	673	0.478	15466	10.991	90	0.064	5215	3.706
2016	661	0.453	14719	10.085	684	0.469	15728	10.776	91	0.062	5248	3.596
2017	688	0.455	15332	10.141	696	0.460	15990	10.577	92	0.061	5280	3.493
2018	716	0.458	15947	10.195	707	0.452	16253	10.391	92	0.059	5313	3.397
2019	744	0.460	16565	10.248	719	0.445	16515	10.217	93	0.057	5345	3.307
2020	772	0.462	17186	10.298	730	0.437	16778	10.054	93	0.056	5377	3.222
2021	801	0.467	17848	10.402	742	0.432	17051	9.938	93	0.054	5346	3.116
2022	831	0.472	18513	10.502	754	0.428	17324	9.828	92	0.052	5314	3.015
2023	861	0.476	19180	10.599	766	0.423	17597	9.724	92	0.051	5281	2.918
2024	891	0.480	19850	10.692	778	0.419	17870	9.625	91	0.049	5248	2.827

Хүснэгт Ж4А. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Хувилбар 1-ийн үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	95.901	93	0.068	3625	2.675
2015	63	0.044	1564	1.112	170	0.120	1.090	14528	10.324	93.399	97	0.069	3797	2.698
2016	63	0.043	1571	1.077	173	0.118	1.090	14793	10.136	93.370	101	0.069	3955	2.710
2017	63	0.042	1576	1.042	175	0.116	1.086	15012	9.929	93.053	105	0.069	4102	2.713
2018	63	0.040	1578	1.009	177	0.113	1.079	15182	9.706	92.451	108	0.069	4238	2.709
2019	63	0.039	1578	0.976	179	0.110	1.069	15301	9.465	91.566	111	0.069	4361	2.698
2020	63	0.038	1575	0.944	179	0.107	1.055	15367	9.208	90.401	114	0.068	4472	2.680
2021	63	0.037	1572	0.916	180	0.105	1.070	15447	9.003	91.712	118	0.069	4608	2.686
2022	63	0.036	1566	0.888	181	0.102	1.082	15465	8.774	92.680	121	0.069	4728	2.682
2023	62	0.034	1557	0.860	180	0.099	1.089	15421	8.521	93.284	123	0.068	4832	2.670
2024	62	0.033	1544	0.832	179	0.096	1.091	15312	8.247	93.505	126	0.068	4919	2.649

Хүснэгт Ж4Б. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Хувилбар 1-ийн үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	3ЦХЭ-ээс (Зүрхэнд цус хомсрох эмгэг) шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	625	0.444	13929	9.898	667	0.474	15329	10.893	89	0.063	5114	3.634
2016	644	0.441	14337	9.823	672	0.460	15442	10.580	87	0.060	5042	3.455
2017	661	0.437	14728	9.741	676	0.447	15543	10.281	86	0.057	4967	3.285
2018	678	0.433	15098	9.653	680	0.435	15630	9.993	85	0.054	4888	3.125
2019	694	0.429	15448	9.556	683	0.423	15701	9.713	83	0.052	4804	2.972
2020	708	0.424	15775	9.453	685	0.411	15754	9.441	82	0.049	4717	2.826
2021	723	0.422	16112	9.391	687	0.401	15796	9.207	79	0.046	4570	2.663
2022	737	0.418	16422	9.317	688	0.390	15815	8.972	77	0.043	4420	2.508
2023	750	0.414	16703	9.230	688	0.380	15807	8.735	74	0.041	4268	2.358
2024	761	0.410	16951	9.130	686	0.370	15769	8.493	71	0.038	4112	2.215

Хүснэгт Ж5А. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Хувилбар 2-ын үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдраас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Цагаан мөгөөрсөн хоолой, гуурсан хоолой, уушгины хавдрын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдвараас шалтгаалсан нас баралт (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Амьсгалын доод замын халдварын ӨААЖ (0-4 нас), PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүүхдэд)	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-өөс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	УАБӨ-ний ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	95.901	93	0.068	3625	2.675
2015	61	0.043	1526	1.084	165	0.117	1.058	14096	10.017	90.622	95	0.067	3707	2.635
2016	60	0.041	1490	1.021	161	0.111	1.019	13835	9.479	87.321	96	0.066	3758	2.575
2017	58	0.038	1446	0.956	157	0.104	0.971	13423	8.879	83.207	97	0.064	3777	2.498
2018	56	0.036	1394	0.891	150	0.096	0.914	12853	8.217	78.269	96	0.061	3760	2.404
2019	53	0.033	1333	0.825	141	0.087	0.846	12118	7.496	72.519	95	0.059	3704	2.291
2020	51	0.030	1263	0.757	131	0.078	0.770	11221	6.724	66.012	92	0.055	3603	2.159
2021	47	0.028	1185	0.690	119	0.070	0.708	10220	5.957	60.679	89	0.052	3481	2.029
2022	44	0.025	1094	0.621	106	0.060	0.635	9084	5.153	54.436	84	0.048	3296	1.870
2023	40	0.022	992	0.548	92	0.051	0.555	7860	4.343	47.545	78	0.043	3037	1.678
2024	35	0.019	875	0.471	77	0.042	0.472	6619	3.565	40.424	69	0.037	2692	1.450

Хүснэгт Ж5Б. Нарийн ширхэглэгт тоосонцорын (PM2.5) Хувилбар 2-ын үеийн өвчлөлийн ачаалал

Он	3ЦХЭ-ээс (Зүрхэнд цус хомсрохэмгэг) шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	3ЦХЭ-ийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтаас шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Шигдээс, цус алдалтын болон цус хомсролын бус бусад цус харвалтын ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгээс шалтгаалсан нас баралт, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай	Сүрьеэгийн ӨААЖ, PM2.5-аас хамааралтай (1000 хүн амд)
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	618	0.439	13755	9.774	661	0.470	15192	10.796	87	0.062	5016	3.565
2016	626	0.429	13949	9.557	658	0.451	15127	10.364	84	0.057	4834	3.312
2017	632	0.418	14076	9.311	652	0.432	14994	9.918	80	0.053	4631	3.063
2018	634	0.405	14124	9.030	643	0.411	14772	9.444	76	0.049	4404	2.816
2019	632	0.391	14076	8.708	628	0.388	14430	8.927	72	0.045	4151	2.568
2020	625	0.374	13911	8.336	606	0.363	13924	8.344	67	0.040	3864	2.316
2021	612	0.357	13629	7.943	574	0.335	13193	7.690	61	0.035	3498	2.039
2022	591	0.335	13156	7.464	528	0.299	12125	6.879	54	0.030	3095	1.756
2023	558	0.308	12432	6.870	460	0.254	10561	5.836	46	0.025	2645	1.462
2024	510	0.275	11364	6.121	360	0.194	8280	4.460	37	0.020	2139	1.152

Ном зүй

- Allen, R. W., Adar, S. D., Avol, E., Cohen, M., Curl, C. L., Larson, T., & Liu, L. S. (2012). Modeling the residential infiltration of outdoor PM_{2.5} in the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis and Air Pollution (MESA Air). *Environmental Health Perspectives*, 824(6), 824–830.
- Baigalmaa, D., Nishimura, A., & Ito, K. (2006). Smoking cessation rate 12 months after a group counseling program in Mongolia. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention : APJCP*, 7(3), 399–402. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17059330>
- Burnett, R. T., Pope, C. A., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S., Mehta, S., ... Cohen, A. (forthcoming, 2014). An integrated risk function for estimating the Global Burden of Disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*.
- Cameron, T., & Ostro, B. (2004). Advisory Council on Clean Air Compliance Analysis response to agency request on cessation lag - letter to the United States Environmental Protection Agency. Washington, DC: Science Advisory Board (SAB).
- Chilkhaasuren, B., & Baasankhuu, B. (2010). Population and economic activities of Ulaanbaatar. Ulaanbaatar, Mongolia: Statistics Department of Ulaanbaatar.
- Cowlin, S., Kaufmann, R., Edwards, R., & Smith, K. (2005). Impact of Improved Stoves on Indoor Air Quality in Ulaanbaatar, Mongolia. Washington, DC: Environmental Sector Management Assistance Program (ESMAP).
- Desai, M. A., Smith, K. R., Prüss-üstün, A., Campbell-lendrum, D., Corvalán, C., & Woodward, A. (2004). Indoor smoke from solid fuels: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Dockery, D. W., Spengler, J. D., & Harriman, K. (1981). Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles. *Atmospheric Environment*, 15, 335–343.
- Doll, R., Peto, R., Boreham, J., & Sutherland, I. (2004). Mortality in relation to smoking: 50 years' observations on male British doctors. *BMJ (Clinical research ed.)*, 328(7455), 1519. doi:10.1136/bmj.38142.554479.AE
- Draxler, R. R. (1999). HYSPLIT4 user's guide. NOAA Tech. Memo (ERL ARL-230). Silver Spring, Maryland.
- Draxler, R. R., & Hess, G. D. (1997). Description of the HYSPLIT_4 modeling system. NOAA Tech. Memo (ERL ARL-224).
- Draxler, R. R., & Hess, G. D. (1998). An overview of the HYSPLIT_4 modeling system of trajectories, dispersion, and deposition. *Australian Meteorological Magazine*, (47), 295–308.
- Guttikunda, S. K., Lodoysamba, S., Bulgansaikhan, B., & Dashdondog, B. (2013). Particulate pollution in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6(3), 589–601. doi:10.1007/s11869-013-0198-7
- Hänninen, O. O., Lebre, E., Ilacqua, V., Katsouyanni, K., Kunzli, N., Sram, R. J., & Jantunen, M. (2004). Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmospheric Environment*, 38, 6411–6423.
- Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME). (2013). Mongolia Global Burden of Disease Study 2010 (GBD 2010) Results 1990-2010. Seattle, WA: Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME).

- Jantunen, M. J., Katsouyanni, K., Lebret, E., Maroni, M., Saarela, K., & Zmirou, D. (1998). *Final report : air pollution exposure in European cities : the EXPOLIS Study* (Vol. 0202). Prague, Czech Republic.
- Japan International Cooperation Agency (JICA). (2013). Capacity Development Project for Air Pollution Control in Ulaanbaatar City Mongolia, Final Report. Tokyo, Japan: Japan International Cooperation Agency (JICA).
- Kakchapati, S., Yotthanoo, S., & Choonpradup, C. (2010). Modeling tuberculosis incidence in Nepal. *Asian Biomedicine*, 4(2), 355–360.
- Lakshmi, P. V. M., Viridi, N. K., Thakur, J. S., Smith, K. R., Bates, M. N., & Kumar, R. (2012). Biomass fuel and risk of tuberculosis: a case-control study from Northern India. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 66(5), 457–61. doi:10.1136/jech.2010.115840
- Lim, S. S., Vos, T., Flaxman, A. D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., ... Aryee, M. (2012). A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*, 380(9859), 2224–60. doi:10.1016/S0140-6736(12)61766-8
- Long, C., Suh, H., Catalano, P., & Koutrakis, P. (2001). Using time- and size- resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior. *Environmental Science & Technology*, 35(10), 2089–2099.
- Mendsaikhan, S., Gerelt-Od, G., Erdenesuren, B., Ganbat, B., Bajiikhuu, K., & Oidovdanzan, R. (2011). Mongolian Statistical Yearbook 2010. Ulaanbaatar, Mongolia: National Statistics Office of Mongolia (NSOM).
- Murray, C., & Ezzati, M. (2012). The Global Burden of Disease Study 2010: design, definitions, and metrics. *Lancet*, 380, 2063–2066.
- National Statistics Office of Mongolia (NSOM). (2007). Mongolian Statistical Yearbook 2006. Ulaanbaatar, Mongolia: National Statistics Office of Mongolia (NSOM).
- National Statistics Office of Mongolia (NSOM). (2012). The 2010 population and housing census of Mongolia. Ulaanbaatar, Mongolia: National Statistics Office of Mongolia (NSOM).
- Pillarsetti, A., Hanning, C., & Smith, K. R. (2013). An overview of HAPIT: Household Air Pollution Intervention Tool. Estimating the health benefits of scaling up clean cooking technologies. Washington, DC: United Nations Foundation.
- Schmidt, M., & Lipson, H. (2013). Eureka (Version 0.99.6 beta) [Software].
- Sherman, M. H. (1987). Estimation of infiltration from leakage and climate indicators. *Energy and Buildings*, 10(1), 81–86. doi:10.1016/0378-7788(87)90008-9
- Smith, K. R., Bruce, N., Balakrishnan, K., Adair-rohani, H., Balmes, J., Dherani, M., ... Risk, C. R. A. (in press, 2014). Millions dead : how do we know and what does It mean? Methods used in the comparative risk assessment of household air pollution. *American Review of Public Health*, (January), 1–23. doi:10.1146/annurev-publhealth-032013-182356
- Social Impact (SI). (2013a). Impact evaluation final results report - MCA Mongolia Energy and Environment Project Energy Efficient Stove Subsidy Program (not yet finalized). Ulaanbaatar, Mongolia: Social Impact (SI).

- Social Impact (SI). (2013b). Presentation, September 27, 2013: Preliminary impact evaluation results from the MCA Mongolia Energy and Environment Program (EEP) stove subsidy project. Ulaanbaatar, Mongolia: Social Impact (SI).
- Stapleton, J., & West, R. (2012). A direct method and ICER tables for the estimation of the cost-effectiveness of smoking cessation interventions in general populations: application to a new cytisine trial and other examples. *Nicotine & Tobacco Research : Official Journal of the Society for Research on Nicotine and Tobacco*, 14(4), 463–71. doi:10.1093/ntr/ntr236
- Statistics Department of Ulaanbaatar. (2013). Population and Household Census 2012. Ulaanbaatar, Mongolia: Statistics of Department of Ulaanbaatar. Retrieved from <http://www.ubstat.mn>
- Ulaanbaatar Clean Air Project (UB CAP). (2012). Ulaanbaatar Clean Air Project: Air quality mitigation in central UB component: Ulaanbaatar district heating supply in improvement feasibility study, terms of reference. Ulaanbaatar, Mongolia: Ulaanbaatar Clean Air Project (UB CAP).
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA): Population Division. (2013). World Population Prospects The 2012 Revision Volume I : Comprehensive Tables. New York, NY: United Nations (UN).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1995). User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volumes I and II (EPA 454/B-95/003a). Triangle Park, NC: United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- Williams, R., Suggs, J., Rea, A., Sheldon, L., Rodes, C., & Thornburg, J. (2003). The Research Triangle Park particulate matter panel study : modeling ambient source contribution to personal and residential PM mass concentrations. *Atmospheric Environment*, 37, 5365–5378. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.09.010
- World Health Organization (WHO). (2009). *Mongolian steps survey on the prevalence of noncommunicable disease and injury risk factors*. Geneva, Switzerland.



GOVERNMENT OF
MONGOLIA
MINISTRY OF
ENVIRONMENT AND
GREEN DEVELOPMENT



CLEAN AIR
FUND



HEALTH SCIENCES
UNIVERSITY OF
MONGOLIA



UNIVERSITY OF
CALIFORNIA,
BERKLEY

AIR POLLUTION AND HEALTH IN ULAANBAATAR

Final Project Report

Ulaanbaatar

2014

Principal Investigators:

Chimedsuren Ochir (Health Sciences University of Mongolia)

Kirk Smith (University of California Berkeley)

Team Members:

L. Drew Hill (University of California Berkeley)

Purevdorj B. Olkhanud (Health Sciences University of Mongolia)

Yumchindorj Damdinsuren (Mongolian University of Science and Technology)

Odsuren Munkhtuul (Health Sciences University of Mongolia)

Rufus Edwards (University of California Irvine)

Jay Turner (Washington University)

Acknowledgements

The team acknowledges the Berkeley Air Monitoring Group for facilitating financial arrangements and the advice and assistance of Maria Hernandez, Ajay Pillarisetti, and Nicholas Lam during the project. Sarath Guttikunda kindly provided modeling data files from his previous work and Maureen Jerrett provided technical editing.

We are grateful to the National Statistics Office of Mongolia and the Statistics Department of Ulaanbaatar, which provided access to various demographics and health databases. We are also grateful to Social Impact and the Millennium Challenge Corporation for providing access to the household measurements conducted as part of the impact evaluation of the Energy and Environment Projects.

This final report benefits from comments made by a number of participants at a workshop presenting preliminary results held at the Health Sciences University of Mongolia on February 7, 2014.

The Mongolian Ministry of Environment and Green Development provided funding for this study through the Clean Air Project of Ulaanbaatar.

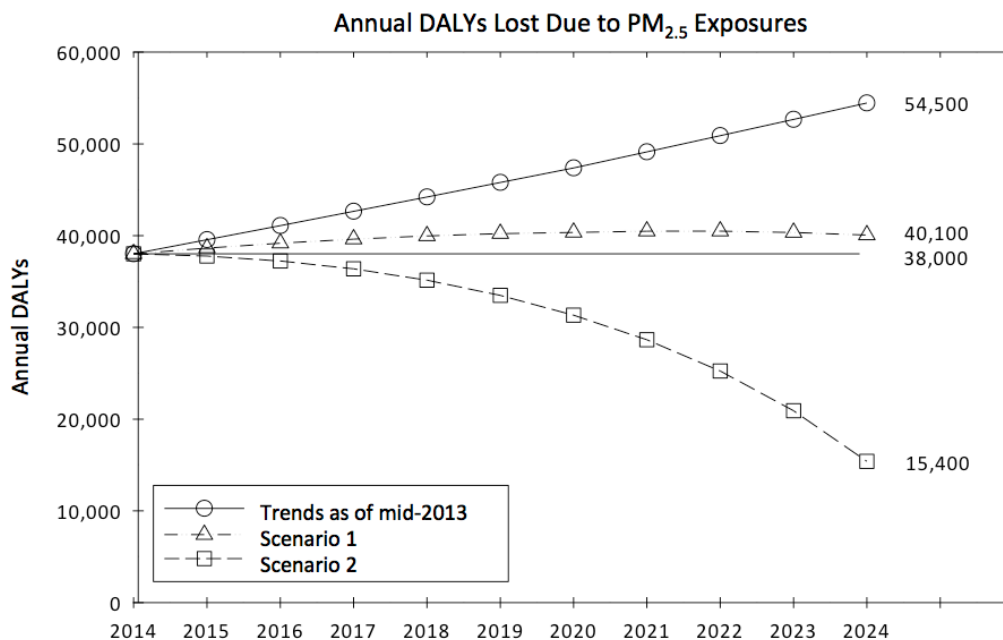
Table of Contents

Acknowledgements.....	i
Executive Summary and Recommendation	1
Extended Summary	3
Description of scenarios.....	3
Methods.....	3
Local sources of information used in this assessment.....	5
Note on metrics	5
Primary Results	6
Estimated exposures by scenario	6
Estimated health effects by scenario.....	9
Conclusion.....	14
Appendix A. Summary of Scenario Assumptions and Data Sources.....	15
Household heating scenarios.....	15
Power plant emissions scenarios.....	18
Motor vehicle emissions scenarios.....	19
Summary of Emissions Assumptions and Data Sources	21
Appendix B. Outdoor Ambient Air Quality Modeling	22
Ambient air quality modeling methods	22
Ambient air quality modeling results.....	24
Appendix C: Indoor PM _{2.5} Air Pollution Estimates	27
Heat source, smoking, and indoor concentrations.....	27
Penetration of outdoor particles	30
Final estimates of average indoor concentrations	32
Appendix D. PM _{2.5} Exposure Estimation	34
Sources.....	34
Modeling exposure	34
Population weighting and time activity	36
Representations of exposures by residential population type and scenario	39
Appendix E. Health Burden and Benefit Calculation	40
Current national pattern of ill-health	40

Explanation of methods used in this assessment	40
Deaths and DALYs	41
Relative risk.....	42
Tuberculosis (TB) estimates	42
Non-Linear Exposure Response	43
Cessation lag	44
Cost effectiveness	45
Appendix F: Limitations in Methods and Data.....	46
Appendix G. Population and Health Projections	49
Population data and estimates	49
Household type projections.....	49
Background disease rate projections.....	52
Appendix H. Supplementary Health Burden Tables	56
Works Cited.....	61

Executive Summary and Recommendation

Annual PM_{2.5} (fine particle) air pollution averages nearly 70 micrograms per cubic meter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for the Ulaanbaatar (UB) population today and causes a substantial amount of ill health, mainly as pneumonia in children (~130 annual premature deaths) and cardiovascular disease in adults (~1440 annual premature deaths). PM_{2.5} exposures will grow slowly under current emissions control trends, which include some planned reductions in emissions in most sectors. The total health impact will thus rise somewhat over the next decade – see Trends-2013 in the figure below, which uses the preferred impact metric for health assessments – lost disability-adjusted life years (DALYs).



Executive Summary Figure is found as Figure 3 in the full summary

Acceleration of emissions reductions in household coal stoves and modest improvements in other sectors, however, have the potential to considerably lower outdoor pollution and reduce total exposures to about 70% of those today (Scenario 1).

At $\sim 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, however, these annual levels would still be well above World Health Organization (WHO) Air Quality Guidelines ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) or national standards in the United States ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Reducing total exposures closer to these international benchmark levels will require moving away from coal and wood as household fuels and even more control on other sources (Scenario 2). In addition, current anti-smoking campaigns should be enhanced so that non-smokers are not exposed to environmental tobacco

smoke in homes. Though advanced coal stoves will contribute to lower levels of PM_{2.5}, UB should consider plans to move fully to household gaseous/electric fuels and district heating.

The first package of moderate control measures (Scenario 1) considered in this assessment will result in a slow decline in impacts (Figure) and a cumulative health savings over trends in 2013, but leave annual per capita health impacts only about 25% lower than today after ten years. A more aggressive set of control measures (Scenario 2), however, will result in more health protection over the period and reduce annual impacts by approximately 60% from current levels in 2024 (Figure). In terms of impact per capita, this would represent nearly a 70% reduction over the period taking population growth into account.

The mandate for this assessment did not include an evaluation of the costs of reducing pollution under the two scenarios, which would have to be considered in any policy strategy. The team points out, however, that all of the measures have been implemented in other countries and are technically feasible in UB. Given the major health impacts that exist today, and the results of this assessment that document the need to take aggressive actions to reduce them substantially, we urge UB authorities to seriously consider the aggressive actions outlined in Scenario 2 of this assessment.

Extended Summary ¹

Ulaanbaatar (UB) has some of the worst winter outdoor air pollution in the world, a problem of growing concern among the public, media, and policy makers. To a considerable extent, this pollution is due to coal heating in the residential sector, although other sources such as power plants, vehicles, and industry play roles. Most observers agree with the need to eventually reduce emissions across the board, but the benefits of doing so quickly rather than more slowly have remained unclear, a choice with substantial differences in costs and strategic approaches.

Although there are other important impacts of air pollution including visibility, property values, cleanliness, and climate, perhaps the most important is that on health. To provide better evidence of the benefits of different strategies for reducing UB's air pollution, we have undertaken an assessment focused on the aim:

“What health benefits could be expected from cleaner household stoves and fuels and associated emissions reductions in other sectors by 2024?”

Description of scenarios

Our assessment uses a comparative framework across three alternative scenarios to 2024:

- **Trends as of mid-2013 (T-13):** No major changes in emissions trends from those currently underway, which include universal use of reduced emissions coal stoves in households and other improvements.
- **Moderately accelerated improvements (Scenario 1):** Improvements in all sectors beyond those in T-13, including full deployment of even cleaner coal stoves.
- **Maximum rate of improvement (Scenario 2):** Health benefits based on feasible but ambitious rates of change in all sectors including elimination of solid fuels in households.

Appendix A describes the control measures considered in each scenario.

Methods

Details on data sources, assumptions, uncertainties, and other methodological issues are provided in the appendices. As explained below, this assessment benefits from the application of several kinds of new information previously unavailable for assessments in UB or elsewhere.

We take advantage of the results of the Comparative Risk Assessments of the Global Burden of Disease Project (CRA/GBD), the details of which have just been published (Burnett et al. 2014; Lim et al. 2012; Smith et al. 2014). Among other innovations is the development of exposure-response curves that allow scientists to determine the health effects of any level of air pollution exposure separately for all major types of disease associated with air pollution. This, in turn, allows us to accurately estimate the change of health impact by disease category from one level of exposure to another. The UB assessment is one

¹ Details of the assumptions, data sources, evidence base, and methods used in this assessment are found in Appendices A-H.

of the first in the world to take advantage of this new information in a policy-relevant assessment of options.

The CRA/GBD assessment involved extensive review of the world scientific literature on the health effects of air pollution. For five diseases, it found compelling evidence to derive quantitative relationships between disease and pollution exposure:

Children under 5 years

Pneumonia as acute lower respiratory infections (ALRI) – Ranked #2

Adults

Ischemic heart disease (IHD) – Ranked #1

Cerebrovascular disease (stroke) – Ranked #3

Chronic obstructive pulmonary disease (COPD) – Ranked #17

Lung cancer – Ranked #18

Three of these diseases are very important in the country. Shown is their ranking among all diseases in terms of lost life years in 2010 as determined by the Global Burden of Disease Project where IHD, ALRI, and stroke are ranked 1, 2, and 3, respectively in Mongolia. Together they account for nearly one-third of the lost life years in 2010 (Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME) 2014).² Air pollution is not the only cause of these diseases, but this report shows it is an important one.

Although many other diseases are associated with air pollution, including tuberculosis³ and low birth weight, the CRA/GBD assessment did not find sufficient evidence to include them as effects of air pollution. Future assessment, of course, will likely add new diseases as the evidence base improves. Thus, in this study for UB, we restrict our analysis to these five diseases, which are also the most important health outcomes for smoking and other types of combustion particle pollution.

A major innovation in the UB assessment is a focus not only on outdoor or indoor pollution, but on total exposure of the population, which is driven by outdoor emissions, indoor emissions, and how the two interact, i.e., how much outdoor air pollution penetrates into living environments. As health impacts are driven not by pollution in any one place, but by people's exposure to pollution in all the places they spend time during the day (total exposure), this more accurately reflects the health benefits of changes in emissions in different locations. This also led us to include an additional source of indoor pollution not originally planned, secondhand tobacco smoke. A focus on total exposure is an innovation in policy-oriented assessments. More explanation and details of the calculations are shown in Appendix D.

² See full ranking in the first table of Appendix E.

³ The impact of air pollution on tuberculosis (TB) is not as well established compared to these other diseases, and there is also no published relationship between exposure and TB. Thus, although the appendices discuss TB and provide preliminary estimates, TB is not included in the primary results of our report.

Local sources of information used in this assessment

We were able to use several sources of information that were not available to previous assessments of UB air pollution, which make the results more relevant to local conditions. :

- Local statistics were used to estimate demographic and health trends, the latter by disease category, to enable more accurate estimates of impacts. See Appendix G.
- Recent measurements of household indoor air pollution, stove emissions factors and other household parameters for UB as part of assessment of the Millennium Challenge Account (MCA) impact evaluation of the Energy and Environment Projects (SI, 2013).
- Stove usage and indoor pollution levels measured in gers for this project.
- New outdoor air pollution modeling conducted for this project that, for the first time, estimates future changes under different emissions scenarios.

Note on metrics

Although there are a number of health-damaging air pollutants, the primary indicator of health effects for combustion-related pollution is considered to be PM_{2.5}, particles less than 2.5 µm in size that can penetrate deep into the lung. More information on the health effects of this pollutant exists than for any other, although it is recognized that observed effects for some diseases may be partly due to it serving as an indicator of combustion pollution in general and that other pollutants play roles. Only in the case of PM_{2.5}, however, are there exposure-response relationships available for the major disease outcomes and thus we focus entirely on this pollutant in our analysis.

We report the primary health results of the three scenarios across disease categories and age groups in two ways: Premature Deaths and lost Disability Adjusted Life Years (DALYs). DALYs are the international unit used in health studies to take into account both the age distribution of premature mortality and the severity of non-fatal diseases. DALYs from air pollution, or any other risk factor, are thus a combination of two factors:

YLL – years of life lost by premature mortality from the risk factor compared to the world's best life expectancy of ~86 years

YLD – years lived with disability, which multiplies years lived with an illness or injury by a severity factor specific to each type

These are added to obtain the DALY total for the risk factor:

$$\text{DALYs} = \text{YLLs} + \text{YLDs}$$

DALYs thus allow for combining the impacts of different types of diseases (pneumonia and lung cancer, for example) among different ages (children and adults, for example) into a common metric. DALYs offer the best metric for cost-effectiveness comparisons by contrasting investments in health protection across sectors in terms of the health benefit per dollar spent. See Appendix E for more information.

Primary Results

Here, we discuss how population-weighted exposures to PM_{2.5} might change with different scenarios of pollution control. We start with the current situation (Baseline) and then examine each of the three scenarios. Then, we present the implications for health for each scenario.

Estimated exposures by scenario

This assessment estimates total exposures based on projections of outdoor and indoor air pollution levels, combined with time-activity profiles for different populations that estimated how much time they spend in each location. Indoor levels are affected by indoor sources, such as smoking and leakage from stoves, as well as partial penetration of outdoor pollution indoors, which depends on house type.⁴ We estimate outdoor air pollution using modeling methods described in Appendix B and indoor pollution levels using methods described in Appendix C. In Appendix D we describe the methods used to combine the results with time-activity information to estimate total exposures. In all cases, both indoor and outdoor sources (via penetration) contribute to indoor PM_{2.5} concentrations.

Figure 1 shows the estimated outdoor pollution levels over the assessment period for the three scenarios used in the analysis of exposures and health effects. It does not take into account any new sources of pollution that might be introduced over the period. As noted, although Scenario 1 would greatly improve outdoor levels, it would not bring the city close to international norms in the same way as Scenario 2.

⁴ Occupational exposures were not considered in this assessment.

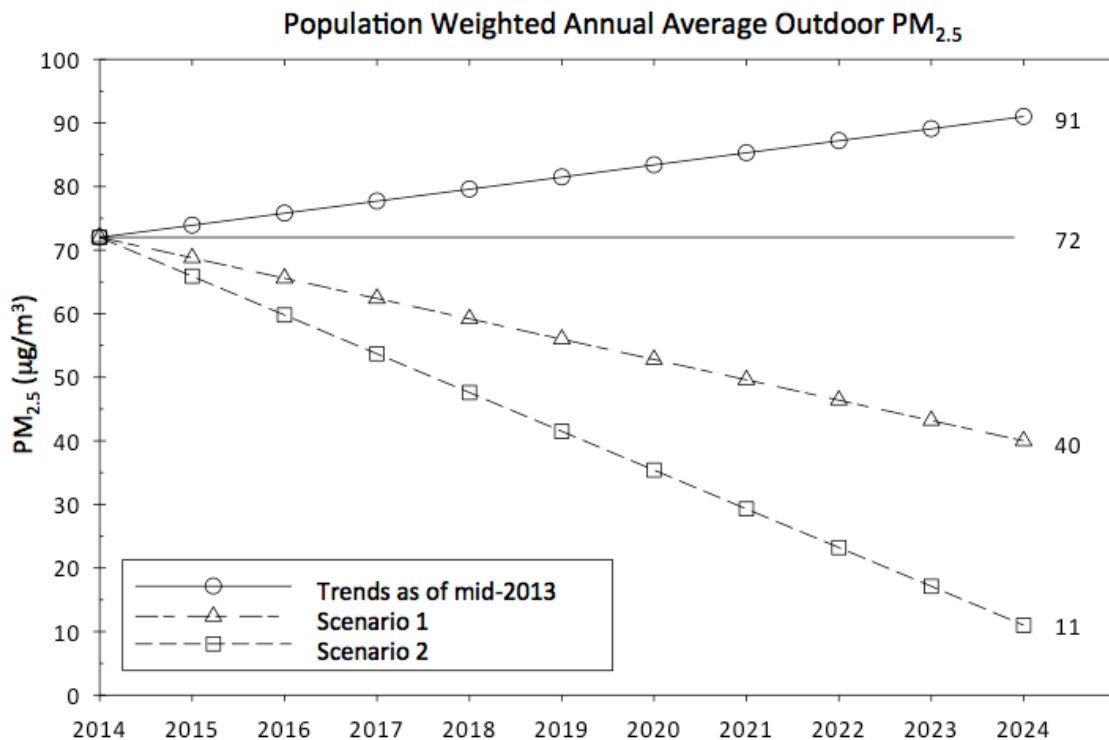


Figure 1. Estimated annual average outdoor PM_{2.5} levels in UB. Shown is the average level outside people's homes, i.e., weighted by population distribution. This graph shows a straight-line change between the Baseline (2014) and the three 2024 scenario values, which were the years for which outdoor modeling was completed.⁵ Current trends in control (T-13) are estimated to slow the rise, but not result in a decline in pollution levels over the period considering population growth and other changes.

Table 1 shows the population-weighted annual average exposures for Ulaanbaatar at the end of the assessment period under the range of modeled scenarios. It also shows averages specific to populations residing in each home type, which were weighted by population residing in each type to comprise the city-wide population-weighted annual average.. The table also shows the percentages contributed by exposure in different microenvironments and smoking. (Numbers illustrating differences across residential populations and scenarios are found in Appendix D and may not add to 100% because of rounding.)

⁵ Modeled values for 2014 include a multiplicative factor to account for non-modeled sources and general model calibration which was applied to all of the modeling. Modeled 2024 population weighted averages in this figure were adjusted upward by 10 µg/m³ to broadly account for sources not included in the modeling such as kilns and other industrial sources, fugitive road dust, and other re-suspended dust (e.g., windblown). This 10 µg/m³ adjustment for the 2024 scenarios was not included in the exposure modeling.

Population Weighted Exposure Estimates -- Annual Average				
	Annual Average ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Percentage of Annual Average from:		
		Indoor Exposures	Outdoor Exposures	Environmental Smoking Exposures
BASELINE - All Population	68.0	72	7.3	21
Ger Population	78.6	76	6.2	18
House Population	78.0	75	6.7	18
Apartment Population	57.0	67	8.5	25
T-13 - All Population	74.7	72	9.2	19
Ger Population	85.8	76	7.8	16
House Population	83.0	74	8.5	17
Apartment Population	69.8	70	10	20
Scenario 1 - All Population	46.9	63	6.8	30
Ger Population	70.3	76	4.4	20
House Population	58.1	68	6.2	26
Apartment Population	38.4	55	7.9	37
Scenario 2 - All Population	21.5	30	4.4	66
Ger Population	23.5	36	4.0	60
House Population	21.0	28	4.5	67
Apartment Population	21.2	28	4.6	67

Table 1. Population weighted exposure estimates.

Baseline: Currently, annual average modeled exposure for the population of Ulaanbaatar (after full installation of MCA improved stoves) is $68.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Indoor environments contribute approximately 72% of this exposure while outdoor exposures contribute 7.3%. The presence of smoking in homes contributes 21%. (This is not the contribution to active smokers, but the contribution of tobacco smoke in the environment that affects children and adults who do not smoke). Overall indoor environments contribute the largest fraction to the population exposures that lead to health impacts. The exposures, as expected, are higher in houses and gers compared to apartment buildings due to the presence of district heating in apartment buildings (i.e., heating does not contribute directly to indoor $\text{PM}_{2.5}$ in apartment buildings).

Trends as of mid-2013: Under the T-13 scenario, during the next 10 years exposures will increase modestly and retain a similar proportion from indoor, outdoor, and smoking. Higher ambient air concentrations are largely the result of population increases in the city. Thus, the health impacts of air pollution will likely increase.

Scenario 1: Modest additional emissions reductions from T-13 levels under this scenario would result in a significant 31% decrease from Baseline exposures. These results are achievable by continuing to

distribute more advanced stoves with lower emissions in gers and houses, a 70% reduction in Heat Only Boiler (“HOB”) emissions (50% decrease in the number of HOBs as well as the implementation of considerable emissions controls) and a 3% increase in the population living in apartments with district heating, combined with retrofitting all currently existing power plants with emissions controls, and a 75% reduction in transportation emissions and meeting any additional electricity demand with renewables and/or imports. Although indoor air contributions to exposure still remain relatively high, there are substantial improvements in ambient air, which results in reduced exposures both outdoors and indoors (via penetration). In addition, as the other sources decrease, household smoking becomes a more dominant source of exposure. UB is to be praised for recently establishing a ban on indoor smoking in public places, which is assumed in this study to be completely effective. More public education may reduce household smoking in the population of Ulaanbaatar; however, this assessment assumes it will remain at current levels during the period of analysis.

Scenario 2: More vigorous measures to reduce air pollution result in a 68% reduction in population exposures from Baseline. Scenario 2 is based on a shift of all population in the ger districts to gaseous fuels or district heating, decommissioning of all HOBs, a reduction in transportation emissions to roughly 13% of 2014 baseline emissions, decommissioning of power plant #2 (CPP-2), and meeting any additional electricity demand with renewables and/or imports.

Estimated health effects by scenario

Details of the evidence base of air pollution health effects and the assumptions and calculation methods used to make health burden estimates are found in Appendix E. Here, we first discuss the estimated health impacts today from air pollution exposures in UB and how they are expected to change over the next decade with current plans for air pollution control as we understand them in 2013 (T-13). Then we summarize the expected reductions in health effects from additional moderate and aggressive control strategies (Scenarios 1 & 2).⁶

Baseline: Air pollution exposures are responsible for a considerable amount of ill health in UB today as shown in the first column of Table 2 (Baseline) in terms of premature mortality and DALYs. The distribution by disease displayed in Figure 2 shows premature mortality is dominated by cardiovascular disease (heart disease and stroke), while lost DALYs are primarily impacted by cardiovascular disease and ALRI (pneumonia) in children.

Another way to consider the importance of a risk factor is the “population attributable fraction” (PAF), which is the proportion of a disease that is attributed to it. In Table 3, we show the PAFs for each of the five diseases and how we project them to change over the period of the analysis. At baseline, the PAFs range from 42% for stroke to 17% for COPD. This implies that eliminating air pollution as a risk factor would lower each disease by approximately these amounts.

⁶ For background health conditions, we use local datasets provided by the Ministry of Health and adjust them to match international datasets provided in the International Institute of Health Metrics website (Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME) 2013). These international datasets were created using methods developed for the Global Burden of Disease and applied in many countries to estimate underlying distribution of causes of death when local death records are incomplete or inconsistent. Appendix G shows details and a summary of differences from local statistics in UB.

Excess Deaths & DALYs, T-13, Scenario 1, & Scenario 2 (rounded to 2 significant digits)			
	Accrued, 2014-2024 (per 1000 Capita)	Incurred in First Year of Scenario, 2014 (per 1000 Capita)	Incurred in Final Year of Scenario, 2024 (per 1000 Capita)
Deaths			
T-13	16,200 (10.1)		1,710 (0.92)
Scenario 1	14,400 (9.0)	1,250 (0.92)	1,340 (0.72)
Scenario 2	11,600 (7.4)		580 (0.31)
DALYs			
T-13	510,000 (310)		54,000 (29)
Scenario 1	440,000 (270)	38,000 (28)	40,000 (22)
Scenario 2	340,000 (220)		15,400 (8.3)

Table 2. Excess deaths and DALYs for the scenarios.

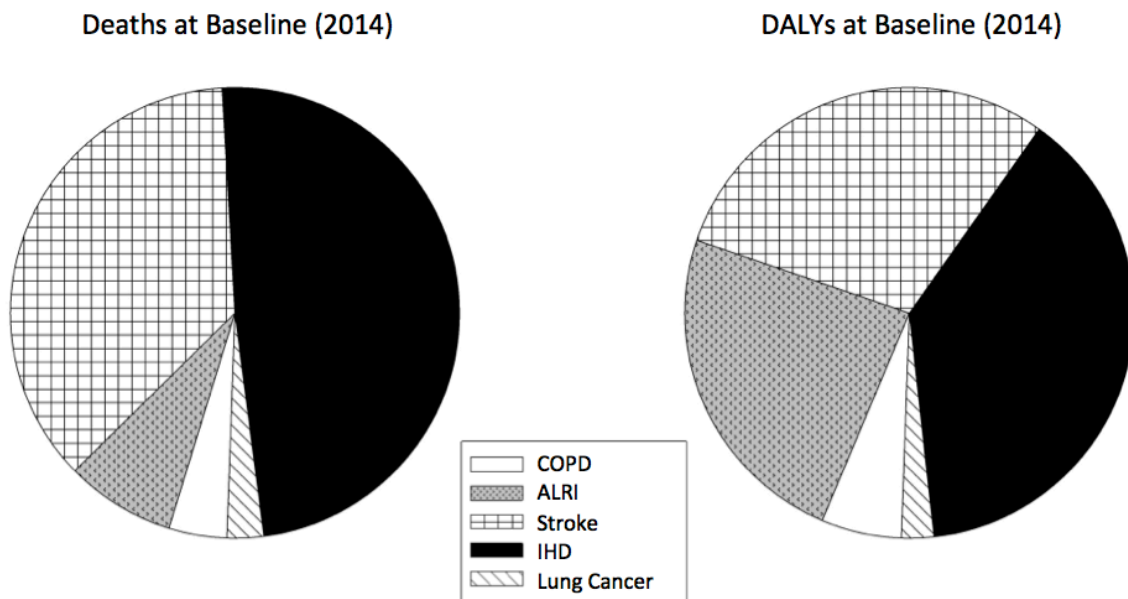


Figure 2: Distribution by disease of premature deaths (left) and lost DALYs (right) due to air pollution in UB at present (Baseline). Note the higher importance for ALRI in the DALY distribution because it affects young children.

Estimated population attributable fractions (PAFs), reported as percentages, for the five air-pollution-related diseases at baseline and at the end of the study period for each scenario.				
	Baseline - 2014	T-13 - 2024	Scenario 1 - 2024	Scenario 2 - 2024
Lung Cancer	19.5	21.2	13.6	4.30
IHD	18.8	19.7	15.3	6.80
Stroke	41.7	42.6	37.2	18.0
ALRI (0-4 yrs old)	32.0	34.7	21.1	4.60
COPD	16.6	17.8	12.0	4.20

Table 3. Estimated population attributable fractions.

Trends as of mid-2013: The T-13 trend shows a slow rise in health effects over the next 10 years measured in DALYs (Figure 3). This is due partly to slowly rising pollution exposure (Table 1), but mainly to the increasing population in the city – about 35% increase in 10 years (See Appendix G). The PAFs in Table 3 drift slowly upwards with air pollution accounting for slightly more of each disease in 2024 than in 2014.

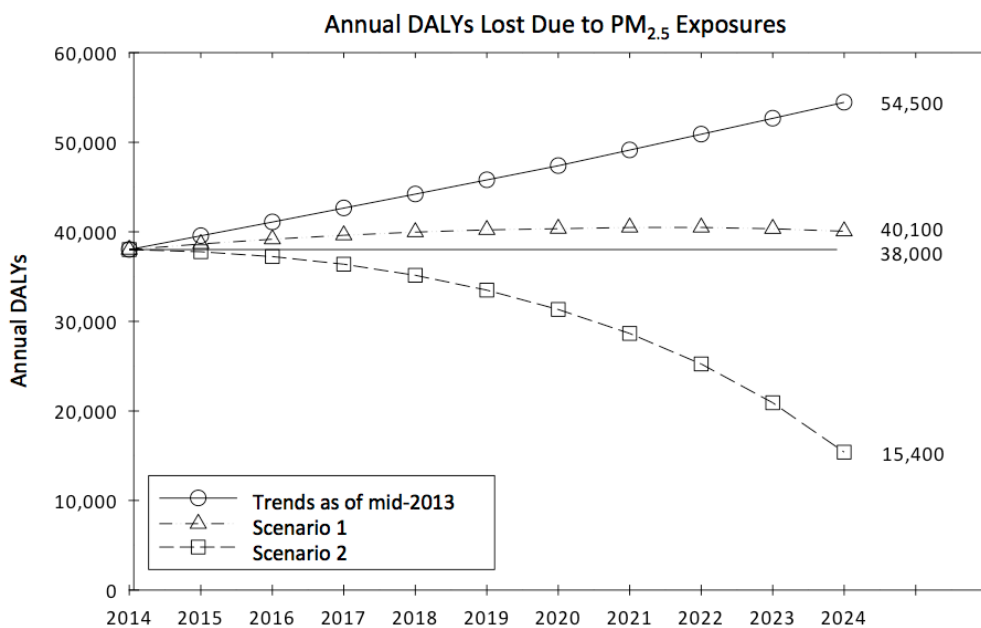


Figure 3: Estimated health impacts of air pollution over the assessment period for the three scenarios: DALYS/year. Note: the impact declines only in Scenario 2.

Scenario 1: Figure 3 illustrates that moderate programs to reduce pollution would have only modestly reduced the annual health burden after 10 years compared to the T-13. Figure 4 shows that a total of nearly 2000 premature deaths would be avoided as a result. Figure 5 shows that most of the benefit would accrue to children under 5 years of age in the form of fewer DALYs due to pneumonia, but important benefits would accrue to adults as well. It is worth noting, however, that although Scenario 1 results in important reductions in ill health compared the T-13, it does not reduce the annual impact in the city from the current level. In other words, it essentially just keeps up with population growth.

The PAFs in Table 3 lower appreciably; meaning that by 2024 air pollution will have become a less important risk factor for the population for all diseases. By 2024, the PAFs range from 12% for COPD to 37% for stroke.

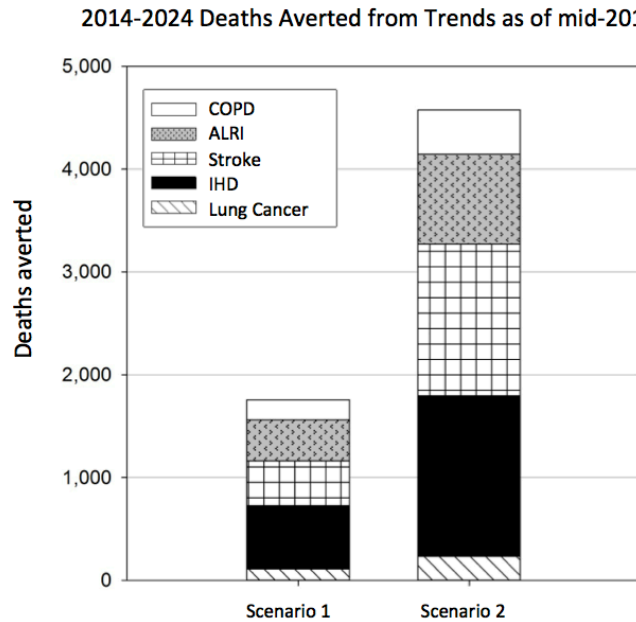


Figure 4: Estimate cumulative premature deaths averted by Scenarios 1 and 2 compared to T-13 over the assessment period. Scenario 2 would save more than 2.6 times more lives than Scenario 1.

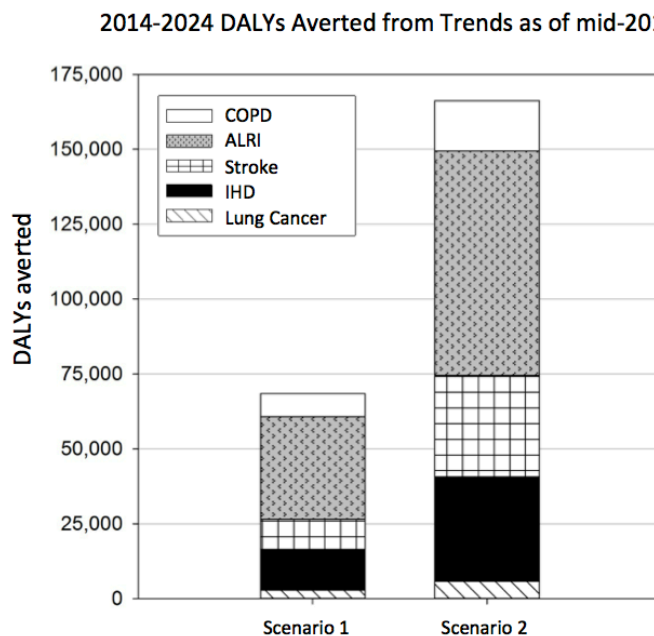


Figure 5: Estimate cumulative DALYs averted by Scenarios 1 and 2 compared to T-13 over the assessment period. Note the greater importance of child ALRI in Figure 5 compared to Figure 4.

Scenario 2: More aggressive pollution control, including the complete elimination of solid fuel use in households, has a much greater health benefit than moderate control. Figure 3 shows that, in spite of population growth, the annual impact of air pollution exposure would be reduced by 60% from current levels. As shown in Figure 5, the greatest benefits include reductions in child pneumonia and adult cardiovascular disease.

Another way to express the results of this assessment is as per capita rather than absolute levels (see Table 2). Figure 6 shows the trends in health impacts (DALYs) per capita as well as the estimated city population size over the study period, which is projected to grow to about 1.9 million by 2025 compared to 1.4 million in 2015. It shows T-13 basically retains the same impact per capita, Scenario 1 reduces impacts per capita at roughly the same rate as population growth, and Scenario 2 produces a major reduction in per capita effects.

The PAFs in 2024 lower substantially in Scenario (Table 3). Not only is there less air pollution exposure and less absolute impact from air pollution, it becomes less important overall as a health hazard in UB. It would account for less than 7% of ALRI, COPD, lung cancer, and IHD, although it is still estimated to account for about 18% of stroke. These PAF calculations assume there is no major change in other important risk factors for these diseases, for example salt intake, smoking, and physical activity.

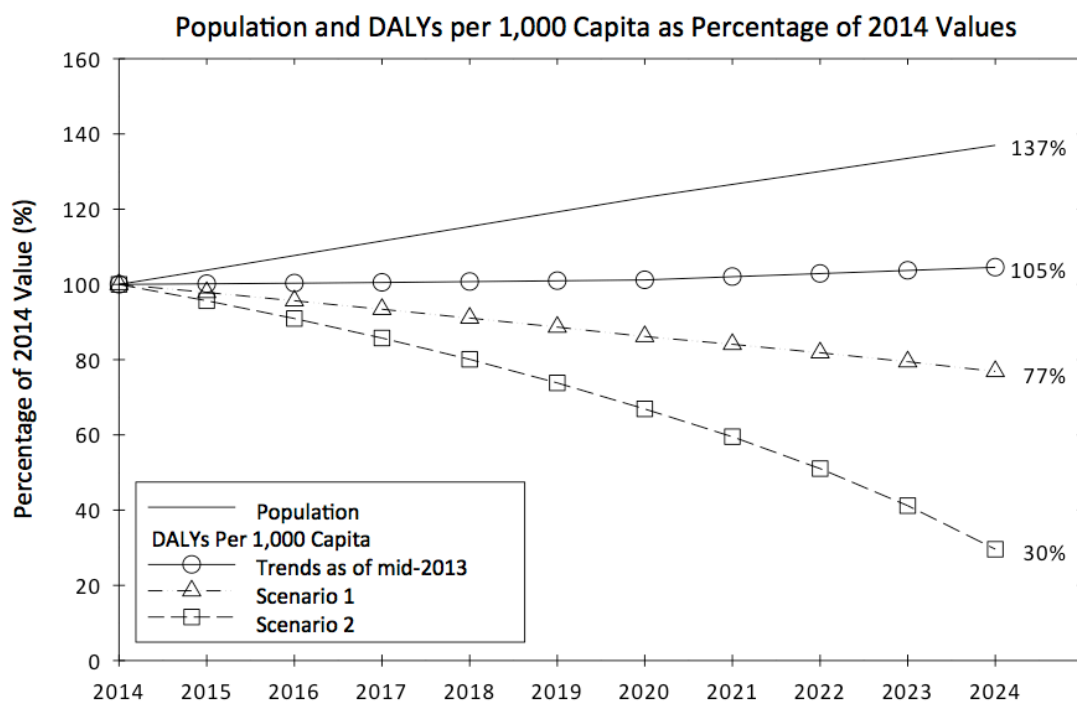


Figure 6: Relative projected urban population and estimated health impacts (DALYs) per capita by scenario over the assessment period with 2014 values = 100%. Scenario 1 reduces impacts per capita slowly over time, while Scenario 2 would reduce them to about one-third of current levels.

Conclusion

This assessment incorporated information from many sources into estimates of trends in population, household size, household type, health status, indoor air pollution, and outdoor air pollution for Ulaanbaatar over the study period – 2014-2024. These trends are then incorporated into the health impact estimates using state-of-the-art, internationally recognized exposure-response relationships by disease category. Information from each of these data sources is subject to different kinds of uncertainties and limitations both as to accuracy and to representativeness. As a result, we are not able to assign formal uncertainty bounds to our final estimates, but do list the major limitations of our results in Appendix F. We do believe that, although not too much emphasis should be placed on trends from year to year or exact numbers of premature deaths and DALYs, the overall differences represent reasonable estimates of the differences between the three scenarios over the study period for health.

The people of Ulaanbaatar currently experience mean exposures to PM_{2.5} air pollution that far exceed international health-based guidelines and standards. Unless major new initiatives are taken, these exposures will increase slowly over the ten years with little progress in health impacts in total or on a per capita basis. A package of moderate pollution emission reductions (Scenario 1), however, would reduce the total impacts over the decade by about 25% in per capita terms, but still leave mean exposures well above international norms. A package of more aggressive controls including the elimination of household solid fuel use (Scenario 2), however, would bring annual health effects down by about 60% in absolute and 70% in per capita terms and exposures close to international norms at the end of the assessment period.

The mandate for this assessment did not include an evaluation of the costs of reducing pollution under the two scenarios, which would have to be considered in any policy strategy. The team points out, however, that all of the measures considered in the two control scenarios have been implemented in other countries and are technically feasible in UB. Given the major health impacts that exist today, and the results of this assessment that document the need to take aggressive actions to reduce them substantially, we urge UB authorities to seriously consider the aggressive actions outlined in this assessment. By doing so, UB could follow the lead of other polluted cities such as London in the 1950s, which although still suffering the infamous London smog episodes at the start became one of the cleanest cities in the world after a series of policy actions starting with banning raw coal use in households.

Appendix A. Summary of Scenario Assumptions and Data Sources

An estimate of the health benefits associated with varying degrees of air quality mitigation depends upon both current and future trends in home fuel use, and cannot be isolated from trends in other major sources of air pollution like power plants and transportation. Based on interviews with senior officials, who all expressed the need for and feasibility of fairly rapid transformation of the energy/pollution situation in the country, our study includes a 10-year scenario period, starting from a baseline of Jan 2014. Baseline heating practices, power plant function, and vehicle activity are estimated from government reports and recently published journal articles, while T-13 (trends as of mid-2013) trends are projected from reasonable assumptions informed by government projections and the expertise of project members. Two alternative scenarios are also formulated to demonstrate how moderate and strong improvements over T-13 to the three aforementioned sectors are likely to affect air quality.

Baseline and scenario activities were then translated into outdoor concentrations of respirable particulate matter (PM_{2.5}) as well as indoor PM_{2.5} concentrations by stove and house types. Using time-activity estimates, total exposures are then estimated for adults and children separately. Methods for concentration, exposure, and health burden assessments are discussed in their respective appendices.

Household heating scenarios ⁷

Houses and gers were originally heated by burning raw coal in simple metal heating stoves. Although a number of projects over the last 10 years distributed stoves designed to burn coal more efficiently and reduce emissions, the coverage by these projects was very low, and the vast majority of dwellings still use traditional heating stoves. The U.S. Millennium Challenge Corporation (MCC) through its compact with the Government of Mongolia introduced a program in 2011 to encourage replacement of traditional stoves with subsidized top-lit updraft coal burning lower-emission stoves. As part of this compact approximately 97,230 stoves were distributed consisting of the Ulzii, the Khas, and the Dul stove types (“MCA stoves”). An independent impact evaluation indicated the program resulted in an overall reduction in emissions in grams PM_{2.5} per day of approximately 67% when weighted by the overall distribution of the different stove types in the 97,230 stoves subsidized in Ulaanbaatar, with a corresponding 16% reduction in indoor air pollution levels (see model in Appendix C below).

Subsequently government officials and local air quality experts indicate the Government of Mongolia had a near term goal of replacing all traditional stoves with these lower emission models, with subsidies for an additional 45,000 planned for 2013, and full coverage shortly afterward. ⁸ Other heating types for dwellings include: general household heating stoves fired with semi-coking fuels (“semi-coking stoves”); low pressure boilers (“LPB”) burning coal used to heat household radiator systems; heat only boilers

⁷ Estimated emissions from stoves, HOB, and vehicles were scaled upward by a factor of 2.85 to reconcile with current ambient measurements. This scaling was retained for all scenarios.

⁸ While traditional coal stoves were in existence during the winter of 2013, we assume the Clean Air Project meets its goal of replacing 100% of such stoves with MCA/TLUD stoves by 2014.

(“HOB”), which create outdoor emissions but negligible indoor emissions; and centrally-distributed steam that is produced during combined electricity and heat generation (Social Impact (SI) 2013a).

We also include in our projections a separate category for “other clean heating types.” These produce a negligible amount of PM_{2.5} and are expected to become more accessible as the government’s energy and development plans progress. We also include a hypothetical “future tech stove” that provides an additional 60% emissions reduction and approximately 16% indoor concentration reduction over the MCA TLUD stoves.⁹ “Stoves” are relevant only to house and ger household types and are applied one stove per household. LPB are relevant to houses and are applied one stove per household, and HOB are relevant only to apartments. Distributed steam and other clean heating types can be employed in all home types, though central steam is considered unlikely in gers.

Baseline MCA stove prevalence is estimated from government implementation plans and 2013 bank figures of MCA stove sales (Social Impact (SI) 2013a). Government implementation plans as conveyed to us by government officials suggest a near-term goal of installing MCA stoves in 100% of ger and house homes that do not otherwise have LPB, clean heat, or semi-coking coal-fired stoves. For this reason it is assumed that MCA stoves are employed in 100% of gers located outside of Bayangol,¹⁰ and 100% of non-LPB houses outside of Bayangol.¹¹ We assume 20,000 LPB households (19% of houses) with one LPB per home, based on information provided to us by government officials at the Clean Air Fund. This is consistent with recent data, which show 14,186 LPB households in 2010 (National Statistics Office of Mongolia (NSOM) 2012). The National Bureau of Statistics identified 86% of apartment dwellings relying on steam heat from cogeneration in 2012, a percentage we conservatively assume remains constant through 2014.¹² Remaining apartment households (14%) are assigned heating from HOB, which are distributed to the 189 HOBs that government officials indicated were in use as of winter 2013-2014.¹³

Trends as of mid-2013 (T-13) will see all ger and non-LPB households’ transition to MCA stoves — this is distinct from baseline in that homes in Bayangol in 2014 are assumed to rely on semi-coking coal stoves. The number of LPB houses will remain constant at 20,000. An increase in the number of HOB is unlikely as it is an outdated technology, and we assume the same 189 HOB service the same number of households in 2024 (T-13) as they serviced in 2014. At 14% of 2014 apartment households, this number works out to be 25,488 apartment households, or 6% of 2024 apartment households. The remainder of apartment households will rely on clean heating or distributed steam. In Scenario 1, 100% of ger transition to the Future Tech stove, 50% houses transition to the Future Tech stove, and 50% of houses

⁹ The intent of the Future Tech stove is to simulate the introduction of a stove type that provides a reduction in PM_{2.5} emissions and exposures from the MCA stoves that is of the same magnitude as the reduction in emissions and exposures that the MCA stoves provided over the traditional coal stove.

¹⁰ A raw-coal ban that was in effect in Bayangol as of the publishing of this report means that only semi-coking coal is allowed to be burned. From 2012 census data, we identified 7% of ger households and 6% of house households in these districts.

¹¹ For simplicity and a lack of data suggesting otherwise, the 20,000 LPB houses are assumed to be located outside of Bayangol.

¹² No change in the percentage of residents using distributed steam is conservative, because an increase, which would move households away from the dirtier alternative of HOB, is actually most likely. This will keep our baseline emissions estimates slightly lower than would an increase in this percentage.

¹³ Personal communication with Dr. Battogtokh Zagd, Senior Lecturer, School of Power Engineering, MUST - Fall 2013. Ulaanbaatar, Mongolia.

transition to “clean” heat. Half of all HOB operating at Baseline are decommissioned, leaving 50% fewer apartment households relying on HOB (12,744). These homes change to clean heating and distributed steam, bringing the number of apartments with clean heat up to 402,451. In Scenario 2, 100% of ger and house households transition to clean heat. All HOB are abolished, and 100% of apartment households rely on distributed steam or clean heat. Summary tables of the number of each type of stove used by household type for baseline, T-13, and each scenario can be found below (Tables A-1, A-2).

Household heating types at baseline (2014) and in the projected scenarios						
	Percent of Gers	Number of Gers	Percent of Houses	Number of Houses	Percent of Apartment Households	Number of Apartment Households
2014 - Baseline						
<u>MCA Stove</u>	93	80,122	75	79972	0	0
<u>Stove w/Semi-Coking Fuel</u>	7	6123	6	6381	0	0
<u>Low Pressure Boiler</u>	0	0	19	20000	0	0
<u>HOB</u>	0	0	0	0	14	25488
<u>Clean: distributed steam, gas, elec</u>	0	0	0	0	86	154230
2024 – T-13						
<u>MCA Stove</u>	100	94834	83	96943	0	0
<u>Low Pressure Boiler</u>	0	0	17	20000	0	0
<u>HOB</u>	0	0	0	0	6	25488
<u>Clean: distributed steam, gas, elec</u>	0	0	0	0	94	389707
2024- Scenario 1						
<u>Future Tech Stove</u>	100	94834	41	48472	0	0
<u>Low Pressure Boiler</u>	0	0	17	20000	0	0
<u>HOB</u>	0	0	0	0	3	12744
<u>Clean: distributed steam, gas, elec</u>	0	0	41	48472	97	402451
2024- Scenario 2						
<u>Clean: distributed steam, gas, elec</u>	100	94834	100	116943	100	415195

Table A-1. Household heating types at baseline and for the scenarios.

MCA stove emissions profiles weighted by the prevalence of Ulzii, Khas, and Dul stove sales are detailed in the SI impact evaluation final results report (Social Impact (SI) 2013a). Data on the emissions profiles of low-pressure boilers and semi-coking coal stoves in UB were unavailable, and so they were conservatively assigned the emissions profiles of MCA stoves. “Future Tech” stove emissions are assigned by applying to the MCA emissions profile the same reduction seen in the transition from traditional coal stoves to MCA stoves during the SI impact evaluation. HOB emissions are informed by a

2013 Japan International Cooperation Agency (JICA) PM₁₀ emissions inventory prepared for HOBs. All stack emissions are assumed to be in the PM_{2.5} size range. These inventories are used with no modifications for the year 2014 and year 2024 T-13 PM_{2.5} emission inventories. Scenario 1 (2024) assumes an overall 70% reduction in HOB emissions, which is consistent with adoption of high efficiency cyclone as a control strategy (JICA 2013). 2024 Scenario 2 assumes all HOBs are decommissioned. Overall emissions are summarized in Table A-3.

Estimated Household Numbers in 2014 and 2024		
	2014	2024
Total Households	372317	626972
<i>Ger Households</i>	86246	94834
<i>House Households</i>	106353	116943
<i>Apartment Households</i>	179718	415195

Table A-2. Estimated household numbers in 2014 and 2024

HOB Emissions for the Scenarios	
Scenario	HOB Emissions (tons PM _{2.5} /year)
2014 Baseline	1,300
2024 T-13	1,300
2024 Scenario 1	390
2024 Scenario 2	0

Table A-3. HOB emissions for baseline and the scenarios.

Power plant emissions scenarios

JICA (2013) prepared a year 2010 PM₁₀ emission inventory for each of the four existing combined heat and power (CHP) plants (CHP-2, CHP-3 (two units), and CHP-4). All stack emissions are assumed to be in the PM_{2.5} size range and these inventories are used with no modifications for the year 2014 PM_{2.5} emission inventories. The year 2024 Trends as of mid-2013 (T-13) inventory retained these emissions and included a new power plant (CHP-5). In summer 2013 a Memorandum of Understanding was signed between the Mongolian government and GDF Suez SA group, which will build the plant. The current design is for a 450 MW plant. There has been discussion of eventually expanding the capacity to 820 MW and this larger size was for the 2024 scenarios (Ulaanbaatar Clean Air Project (UB CAP) 2012). Few details are currently available for this facility, which is planned to start operation by 2017 with a location about 15km east of the UB Central Business District. Emission rates depend on the plant efficiency and coal quality. A generic contemporary design is assumed with an electricity generation rate of 1870 kWh/ton coal and a coal heat content of 19.53 MMBtu/ton. The plant is assumed to meet the U.S. New Source Performance Standard (NSPS) for electric utility power plants which is 0.015 lb PM/MMBtu. Assuming the plant operates continuously throughout the year, the estimated PM emissions are 511 tons/year and all emissions are assumed to be in the PM_{2.5} size range. Scenario 1 assumed all the above

but high efficiency control devices, such as electrostatic precipitators (ESP), installed on units CHP-2, -3, and -4. The PM capture rate is assumed to be 98%, which is a conservative estimate because properly designed and operated ESPs typically have capture efficiencies exceeding 99%. This would be a significant upgrade to the existing infrastructure at the UB CHPs, which includes wet scrubbers or ESPs, depending on the facility. The 98% capture rate is applied to an assumed uncontrolled emission factor of 16.6 kg PM/ton coal. Scenario 2 assumes all the above but with CHP-2 decommissioned. Any additional electricity demand in 2024 that is not met by the UB power plants is assumed to be supplied by renewables and/or imports with no impacts on UB air quality. Overall emissions are summarized in Table A-4.

Power Plant Emissions for the Four Scenarios	
Scenario	Power Plant Emissions (tons PM _{2.5} /year)
2014 Baseline	11,500
2024 T-13	12,000
2024 Scenario 1	1,900
2024 Scenario 2	1,830

Table A-4. Power plant emissions scenarios

Motor vehicle emissions scenarios

Bottom-up emission inventories for motor vehicles require detailed information about the vehicle fleet, annual miles traveled by various vehicle classes in the fleet, and emissions per vehicle mile traveled. This can depend on several factors including vehicle emission controls, vehicle age and maintenance, and roadway congestion. The development of a comprehensive bottom-up inventory is beyond the scope of this project. Instead, the approach is based on simple scaling of an existing inventory. JICA (2013) prepared a year 2010 PM₁₀ emission inventory for motor vehicles traveling on major and minor roads. All vehicle exhaust emissions – this inventory does not include brake wear, tire wear, or resuspended dust – are assumed to be in the PM_{2.5} size range. Year 2014 PM_{2.5} emissions are estimated as 1.7 times the 2010 inventory to account for growth in the number of registered vehicles – a nearly 100% increase between 2010 and 2013 – that is partially offset by the vehicle travel day ban program. This simple scaling approach does not account for changes in the fleet composition over time, but insufficient details for the JICA 2010 inventory are available to make more sophisticated projections. The year 2024 Trends as of mid-2013 (T-13) Scenario inventory is assumed to be 1.3 times the 2014 inventory. This estimate is based on an emissions growth rate of 2.5%/year over the 10 year period. While this growth rate might seem low given the recent trends in vehicle registration, a higher growth rate seems intractable given the existing transportation network infrastructure. Scenario 1 (2024) assumes all the above but emission reductions consistent with adoption of Euro V emission standards compared to Euro III standards. For diesel vehicles the Euro V PM emission standards are 80%-93% lower than the Euro III standards depending on vehicle class. There are no Euro standards for PM emissions from gasoline-fueled vehicles and thus 90% overall reduction would not be realized. However, gasoline vehicle Total Hydrocarbon (THC) standards are 50% lower for Euro V compared to Euro III. This may result in some PM reductions for the cold wintertime conditions, which favor semivolatile gaseous compounds

entering the particle phase. Overall, a 75% reduction in emissions compared to year 2014 is used. Scenario 2 (2024) assumes all the above but with an additional 50% reduction compared to Scenario 1. Opportunities for such reductions include but are not limited to higher adoption rates for mass transit use, transportation network enhancements to improve traffic flow, and adoption of Euro VI standards, which include an additional 50% reduction in PM emission rates from heavy duty diesel vehicles compared to Euro V standards. Overall emissions are summarized in Table A-5.

Motor Vehicle Emissions for the Four Scenarios	
Scenario	Motor Vehicle Emissions (tons PM _{2.5} /year)
2014 Baseline	384
2024 T-13	500
2024 Scenario 1	96
2024 Scenario 2	48

Table A-5. Motor vehicle emissions for the four scenarios.

Summary of Emissions Assumptions and Data Sources

2014 (Baseline)¹⁴

Stoves – 100% of stoves are either MCA, semi-coking, or low pressure boiler (all assume emissions profile of MCA stove, with emissions data from MCC/SI)

HOB – 189 HOB service 14% of apartments, emissions from JICA 2010 PM10 inventory (assume all PM_{2.5})

Vehicles – emissions 1.7 times JICA PM10 inventory (assume all PM_{2.5}), 1.7 multiplier to account for dramatic increase in vehicles and congestion since 2010

Power Plants – emissions from JICA 2010 PM10 inventory (assume all PM_{2.5})

2024 T-13 – Continued Trends as of 2013

Stoves – no technology change (there is a small increase in number of stoves)

HOB – no change

Vehicles – 130% of Baseline emissions from emissions growth rate of 2.5%/year

Power Plants – no change in existing plants, bring CPP-5 online and any additional electricity demand met by renewables and/or imports, emissions at 104% of Baseline

2024 Scenario 1 – Moderately accelerated improvements

Stoves – 20,000 stoves remain as low pressure boilers (low pressure boilers assume emissions of MCA stove), the balance have Future Tech emissions (40% of MCA emissions, i.e. 60% reduction)

HOB – 70% reduction from Baseline emissions, installation of high efficiency cyclones, reduction in number of HOBs by 50%

Vehicles – 25% of Baseline emissions, adoption of Euro V

Power Plants – 17% of Baseline emissions, installation of 98% efficient control devices (e.g. electrostatic precipitators) on CPP-2,-3, and -4

2024 Scenario 2 – Maximum rate of improvement

Stoves – no emissions from stoves (all converted to gas, clean liquids, or electricity)

HOB – no emissions from HOB (all decommissioned)

Vehicles – 13% of Baseline emissions, adoption of Euro VI

Power Plants – 16% of Baseline emissions, Scenario 1 assumptions plus decommission CPP-2

¹⁴ Estimated emissions from stoves, HOB, and vehicles were scaled upward by a factor of 2.85 to reconcile with current ambient measurements. This scaling was retained for all scenarios. This analysis neglects kiosks stoves, small HOB, industrial emissions (e.g., kilns), and re-suspended road dust.

Appendix B. Outdoor Ambient Air Quality Modeling

Ambient air quality modeling methods

Air quality modeling was conducted to estimate outdoor PM_{2.5} mass concentrations. The modeling methodology closely follows that used for an impact evaluation of the MCA Mongolia Energy and Environment Project Energy Efficient Stove Subsidy Program conducted by Social Impact (SI) for the Millennium Challenge Corporation, in this case expanded to include additional emission source categories and emissions scenarios (Social Impact (SI) 2013a). The modeling framework was described in the SI impact evaluation final results report and thus is only briefly summarized here. Ground-level outdoor PM_{2.5} concentrations were estimated using the Industrial Source Complex Short-Term, version 3 (ISCST3) dispersion model (US EPA 1995). Modeling was conducted at hourly resolution for the period June 2012 – May 2013 using temperature, wind speed, and wind direction from air quality monitoring station #4 (UB04) in the National Agency for Meteorology Hydrology and Environmental Monitoring (NAMHEM) network, and mixing layer height and solar radiation estimates from the NOAA HYSPLIT (NOAA Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory) model (Draxler and Hess 1997, 1998; Draxler 1999). Average concentrations were generated for daytime (8 AM to 6 PM) and nighttime (6 PM to 8 AM) and for winter (October through March) and summer (April through September).

Emissions from residential heating stoves, heat only boilers (HOB), motor vehicles, and combined heat and power (CHP) plants were included in the model. Other sources not included in the model are heating stoves in kiosks, industrial emissions including kilns, resuspended road dust, and windblown dust. Existing power plants were modeled as point sources using available geographic location and stack properties data (JICA 2013). Residential heating stoves, HOB, and motor vehicle emissions were modeled as area sources. The greater UB region was discretized into 6,298 grid cells, each with dimension 1 km × 1 km. Emissions were allocated to these grid cells and the center of each grid cell was used as a receptor site for which modeled PM_{2.5} concentrations were generated. Two districts – Baganuur and Bagakhangai – were excluded from the modeling and exposures to outdoor PM for these areas were handled outside the model.

The SI impact evaluation final results report provides a detailed description of the approach to estimate residential heating stove emissions and to allocate these emissions in space and time. Briefly, emission testing conducted in more than 200 dwellings included measurement of PM in the stove flue. These data were used to estimate emission factors (g PM_{2.5}/kg coal) for traditional stoves and different manufacturers and models of MCA program stoves with separate factors for stoves in gers and houses. Daily average coal consumption rates during three phases of the heating season (late fall, winter, and early spring) were estimated from a survey of 1096 households conducted for the impact evaluation. These rates were also stratified by stove type and dwelling type. The hour of day profile for stove emissions was estimated from the survey data with emissions assigned to the hour of fueling events.

Stove distribution lists provided by Khan Bank and Khasbank were used to determine the sales number of each MCA stove type in each khoroo. Khoroo-level data for MCA stoves were allocated to the 1 km × 1 km grids using Geographical information System (GIS) software. Ger area khoroo boundaries were

clipped to include only the populated areas. Stoves were allocated to the grid using area-weighted sums. Total residential heating stoves in each khoroo were estimated using the 2012 household census and initially assuming one stove for ger area household (whether ger or regular hose) (National Statistics Office of Mongolia (NSOM) 2012). The number of residential heating stoves in each khoroo was increased by 20% to account for multiple dwellings in a household (e.g. a house and a ger) (Japan International Cooperation Agency (JICA) 2013). The year 2014 scenario treats all non-“Future Tech” stoves as MCA stoves.

Projected stove sales in each grid cell (i.e. stoves to dwellings not purchasing a stove during the MCA program) were allocated at the same proportion of stove sales, by house and ger, as the actual MCA stove sales. For grid cells with five or fewer MCA stoves, the projected stove sales were allocated using the overall program sales fractions. Data on the emissions profiles of low-pressure boilers in UB were unavailable, and so they were conservatively assigned the emissions profiles of MCA stoves. “Future Tech” stove emissions are assigned by applying to the MCA emissions profile using the same reduction seen in the transition from traditional stoves to MCA stoves during the SI impact evaluation. Projected changes in the number of ger stoves between 2012 and the 2014 and 2024 scenario years were distributed across grid cells in proportion to the number of 2012 ger households. The same approach was taken for houses. Low-pressure boilers and Future Tech stoves were allocated in proportion to the number of houses in each grid cell. Residential heating stove emissions were assumed to be zero during the summer period.

Dr. Sarath Guttikunda provided $0.01^\circ \times 0.01^\circ$ emissions fields for the source categories included in his year 2010 inventory (Guttikunda et al. 2013). These fields were re-projected in GIS for this project by first contouring the $1^\circ \times 1^\circ$ data and then calculating area weighted means for the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ grids. HOB and motor vehicle emissions used for this project were spatially allocated in proportion to the re-projected fields obtained from Dr. Guttikunda. HOB emissions were allocated by month using the weights obtained from Dr. Guttikunda and were assumed to be zero during the summer period. Motor vehicle emissions were held constant for each season and were allocated to hour of day using a typical urban profile with morning and afternoon rush hour peaks.

Khoroo-level year 2012 population by dwelling type (ger, houses, and apartment) was also allocated to the $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ grids using area weighted sums. Projected changes in the ger household population between 2012 and the 2014 and 2024 scenario years were distributed across grid cells in proportion to the 2012 ger household population. We took the same approach for the population residing in houses. Projected changes in the population residing in apartments were allocated in proportion to the total population in each grid.

In addition to the four scenarios we examined, air quality modeling was conducted to evaluate model performance through model-to-monitor comparisons. Limited outdoor $\text{PM}_{2.5}$ data are available for this comparison. For example, during the 2012-2013 heating season $\text{PM}_{2.5}$ mass concentration data were collected with high data completeness by NAHMEM at one location - air quality monitoring station #2 (UB02). This site is next to a major roadway and likely has high impacts from traffic that cannot be resolved by the model. Thus, outdoor $\text{PM}_{2.5}$ data collected by Ecography and Ecoworld under contract

from MCA were used for the comparison. The sampling locations, methodology, and key results are presented in the SI impact evaluation final results report (Social Impact (SI) 2013a). Briefly, measurements were conducted from January 22 to April 22, 2013, at four locations within ger areas or at the boundary of ger areas. PM_{2.5} samples were collected onto filters for 24-hour periods (noon-to-noon) every two-to-three days and subsequently analyzed for PM_{2.5} mass concentration and chemical composition. Data from January 22 to March 2, 2013, were used for the model-to-monitor comparison with 19 samples per site. The 2014 projected inventory was used except that residential stove emissions were calculated using the actual MCA stoves sales with the remaining residential stoves assumed to be of traditional design.

The measured average PM_{2.5} concentrations at each site, shown by the single-crossed bars in Figure B-1, demonstrate high spatial variability with up to a 50% difference between sites. The sample time period was also modeled with the average concentrations, including all days between January 22 and March 2, shown by the red bars in Figure B-1. Modeled concentrations are much lower than the measured values and are less variable between sites. There are several possible reasons for these differences including, but not limited to, the emissions for these sources being underestimated and the model not being able to account for the trapping and accumulation of emissions from one hour to the next. The model was reconciled to the measurement data by increasing the residential stove, HOB, and motor vehicle emissions by a factor of 2.85, which is the value of the four measured-to-modeled concentration ratios. The green bars in Figure B-1 show the modeled PM_{2.5} concentrations after this scaling. Assuming the only error was in the emissions inventory, the nearly threefold increase of the projected JICA 2010 inventory is still lower than the inventory projected by Guttikunda et al. for 2010 for each of these source categories (Guttikunda et al. 2013; JICA 2013). While the scaling increases the emission inventory for these sources by about a factor of three, this places the effective emissions between those projected from the year 2010 inventories prepared by JICA and Guttikunda et al. Thus, the scaled emissions were deemed reasonable because they are bounded by the best available inventories. Power plant emissions were not scaled because the JICA and Guttikunda et al. inventories are relatively similar and emissions from tall stacks are less likely to be trapped and accumulate at ground level. This residential stove, HOB, and motor vehicle emissions scaling was applied to all of the modeled scenarios.

Ambient air quality modeling results

Figure B-2 shows the winter season (October-March) average outdoor PM_{2.5} concentrations for the scenarios. Scenario 2 values for 2024 are excluded because the highest average concentration attributed to the modeled sources was $\sim 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For the three scenarios shown in Figure B-2, the model predicts large variations in PM_{2.5} mass concentrations across UB with highest concentrations in the ger areas where residential stoves and HOBs have the largest impact. Given these large spatial variations, outdoor concentration levels between scenarios are compared using population-weighted measures. Table B-1 presents the population-weighted mean outdoor PM_{2.5}

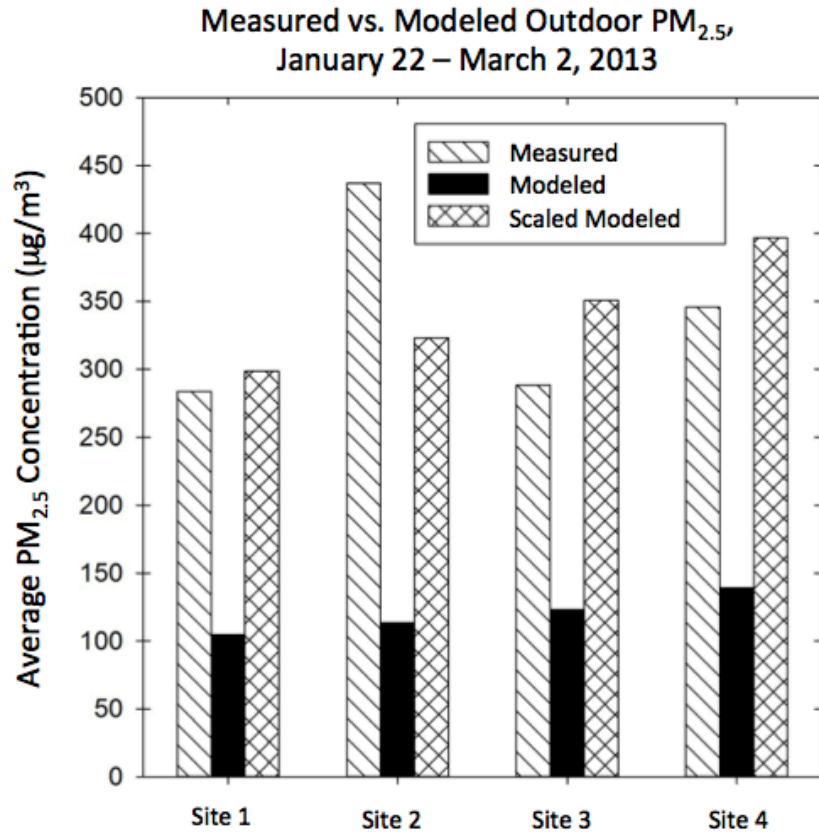


Figure B-1. Measured and Modeled PM_{2.5} Concentrations at Four Sites for the Period January 22 – March 2, 2013

Scenario 1 reduces 2024 wintertime population mean concentration by 60% compared to the 2024 T-13 scenario, but the mean concentration value of 69 µg/m³ is still quite high. Figure B-3 shows box plots for the population-weighted distribution of wintertime outdoor concentrations. For each of the three scenarios, 10% of the population resides in areas with PM_{2.5} outdoor concentrations ~50% higher than the mean scenario-specific outdoor concentration reported in Table B-1.

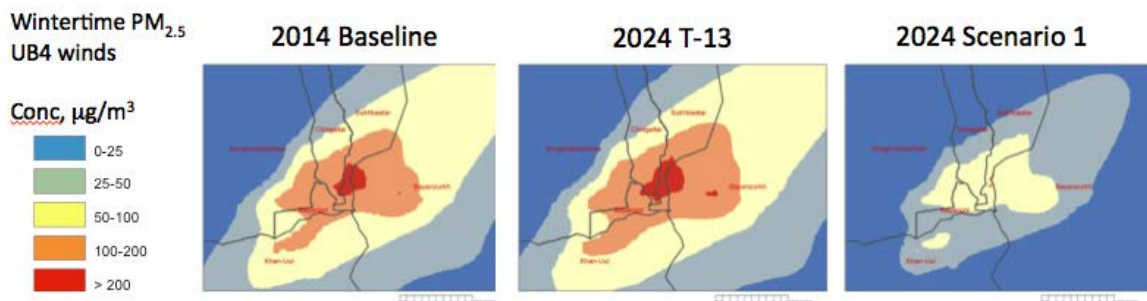


Figure B-2. Winter Average Outdoor PM_{2.5} Concentrations for the Scenarios

Population Weighted Mean PM _{2.5} Outdoor Concentrations (µg/m ³) by Season					
Scenario ¹⁵	Summer	Winter			
	Total Pop.	Total Pop.	Ger Pop.	House Pop.	Apt. Pop.
2014	6	138	137	144	133
2024 T-13	19	163	162	169	161
2024 Scenario 1	12	69	70	72	68
2024 Scenario 2	10	12	12	12	12

Table B-1. Population weighted mean PM_{2.5} outdoor concentrations by season.

Population Weighted Wintertime Outdoor PM_{2.5} Concentrations

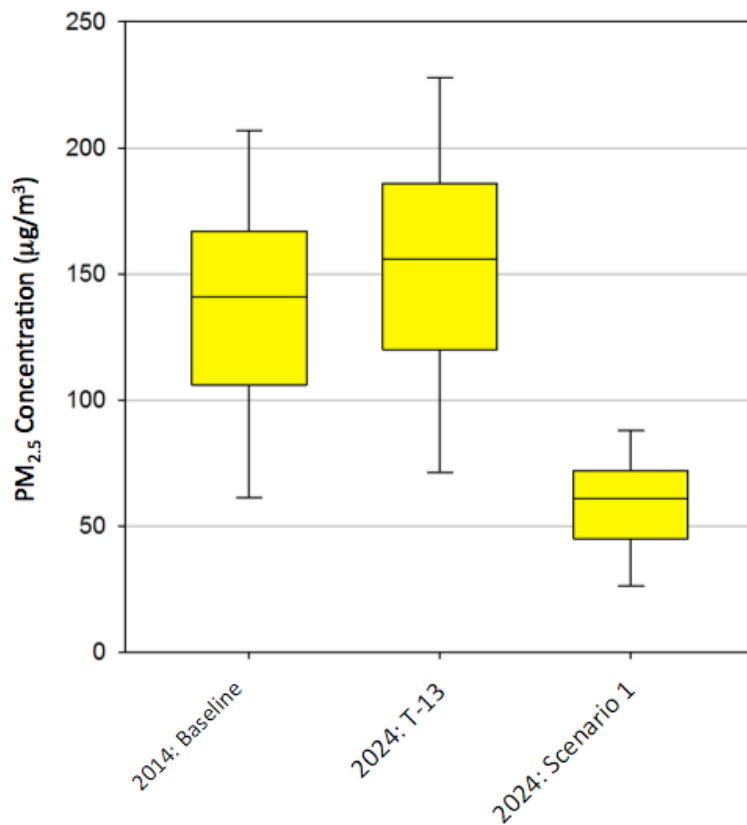


Figure B-3. Population Weighted Wintertime Outdoor PM_{2.5} Concentrations

¹⁵ Modeled values for T-13 2024 summer total pop., winter total pop., winter ger pop., winter house pop., and winter apt. pop. were 9, 153, 152, 159, and 151 µg/m³, respectively. Modeled values for Scenario 1 2024 summer total pop., winter total pop., winter ger pop., winter house pop., and winter apt. pop. were <2, 59, 60, 62, and 58 µg/m³, respectively. Modeled values for Scenario 2 2024 summer total pop., winter total pop., winter ger pop., winter house pop., and winter apt. pop. were <1, <2, <2, <2, and <2 µg/m³, respectively. This is quite reasonable for the sources we included, and these outdoor values are included in the exposure assessment. However, in this table only, we upwardly adjust by 10 µg/m³ in order to broadly account for sources not included in the modeling such as kilns and other industrial sources, fugitive road dust, and other resuspended (e.g. windblown) dust.

Appendix C: Indoor PM_{2.5} Air Pollution Estimates

Indoor concentrations of airborne particles smaller than 2.5 um in diameter (PM_{2.5}) are estimated by home type, household heating source, smoking status, and season. This analysis includes all home types most relevant to the Ulaanbaatar context: gers, single family houses, and multi-family apartments. Home types are described in further detail in Appendix A.

Heat source, smoking, and indoor concentrations

Government officials and local air quality experts have indicated that the heating types most common in Ulaanbaatar include traditional coal-fired household stoves (“traditional stoves”), top-lit updraft stoves (Ulzii, Khas, and Dul) that have been shown to collectively reduce emissions compared to traditional stoves distributed as a component of the Millennium Challenge Energy and Environment Project (“MCA stoves”) (Social Impact (SI) 2013b), general household heating stoves fired with semi-coking fuels (“semi-coking stoves”), Heat Only Boilers (“HOB”), Low Pressure Boilers (“LPB”), and centrally-distributed steam that is produced during combined electricity and heat generation (“distributed steam”). We also include in our projections a separate category for “other clean heating types” (e.g., gas and electricity) that we expect will become more accessible as the government’s energy and development plans progress, as well as a hypothetical “future tech stove” that provides an additional reduction over the MCA TLUD stove and is described in more detail in Appendix B. “Stoves” are relevant only to house and ger household types, LPB are relevant to houses, and HOB are relevant only to apartments. Distributed steam and other clean heating types can be employed in all home types, though central steam is considered unlikely in gers.

Observation suggests that indoor PM_{2.5} concentrations in UB are driven primarily by heating appliances and environmental tobacco smoke (ETS). The vast majority of ger and houses rely on the combustion of solid fuels like wood and coal in small chimney stoves to meet their heating needs. Such stoves are known to emit considerable amounts of PM_{2.5} both indoors and out (Cowlin et al. 2005). Moreover, smoking rates in Mongolia are among the highest in the world, with recent national rates identified as high as 65% in males 15 years and older and 21% among corresponding women (Baigalmaa et al. 2006). The 2012-2013 survey of Ulaanbaatar households performed by the Social Impact project team identified 58% of houses and 62% of gers as dwellings with at least one smoker, though no data were available on apartment households (Social Impact (SI) 2013a). While these results are not comprehensive, they are likely a fair approximation of the general population. Our indoor concentration estimates thereby include a citywide average smoking prevalence of 60 percent of households, which may be conservatively high (WHO 2010). Recent nation-wide bans on indoor smoking in public areas suggest indoor ETS may only make considerable contributions to exposure in personal, private indoor environments. The indoor concentration estimates thereby assume ETS occurs only at home indoors. The conservative assumption is made that smoking rates remain constant during 2014-2024.

Indoor PM_{2.5} concentrations measured in gers and houses as part of the impact evaluation of the MCA Mongolia Energy and Environment Project Energy Efficient Stove Subsidy Program conducted by Social Impact for the Millennium Challenge Corporation are used to estimate the contribution of various stove

types and ETS to indoor concentrations. The sample of homes was drawn from a larger household survey of 1096 homes conducted 3 times over the winter heating season 2012/2013. The sample population for the household survey included residents of Ulaanbaatar’s Bayangol, Bayanzurkh, Chingeltei, Khan-Uul, Songino Khaikhan, and Sukhbaatar Districts. With the exception of Bayangol, these were target areas for stove distribution in order to achieve the highest reductions in PM throughout the city at the earliest possible date, as they are the most heavily polluted areas in the city. MCA stove owners were randomly selected from complete stove distribution lists kept by Khan Bank and Khasbank. Traditional stove owners were randomly selected from the Ministry of Labor and Social Welfare’s 2010-2011 Proxy Means Test (PMT) data, a census of all Ulaanbaatar ger area households that was designed to assess poverty.¹⁶ Indoor air measurements were assessed over an approximate 14-hour period from early evening through the next morning in a subsample of 216 dwellings from the household survey. Homes were randomly selected from each stove/dwelling combination selected to evaluate statistical comparisons between MCA stoves and traditional stoves (see Table C-1 below).

Indoor air quality sample distribution – number monitored					
	Traditional	Ulzii	Khas	Dul	Total
Gers	34	36	0	25	95
Houses	32	32	36	21	121
Total	66	68	36	46	216

Table C-1. Indoor air quality sample distributions by the number that were monitored.

Indoor measurements were conducted in both homes and gers by placing a TSI DustTrak II Aerosol Monitor and TSI Q-Trak CO/CO₂ monitor in the main living space of the home, usually close to the wall at approximately 1.5m high to reflect breathing zones. PM_{2.5} concentrations were assessed using simultaneous gravimetric and semi continuous PM_{2.5} measurements with a TSI DustTrak II Aerosol Monitor using 37mm PTFE (Teflon) 2.0µm Pore Size Filters (preweighed and loaded into cassettes). The gravimetric samples were then used to calibrate the DustTrak semi continuous data response. Semi continuous CO/CO₂ measurements were conducted using TSI Q-Trak 7565/7575 CO & CO₂ Monitor. All flow rates were set using Dry Cal flow meter primary standard. Pre and post weights of filters for particulate matter were weighed in an environmentally controlled microbalance room after equilibration for at least 48 hours. Nine field blanks were collected.

From these data, the following model is employed to estimate contributions of stove type and ETS to indoor concentrations (Table C-2):

$$Indoor\ PM_{2.5} = \beta_0 + \beta_1 * Traditional + \beta_2 * ETS$$

¹⁶ Joint order of the Chairman of the National Statistical Office and the Minister for Social Welfare, Labor. "To approve methodology, questionnaire form, and fill-in instructions." 5 April, 2010.

Where Indoor $PM_{2.5}$ is the overnight average indoor concentration of $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), β_0 is the average concentration in homes with an MCA stove, β_1 is the difference in average concentration between homes with traditional stoves and MCA, and β_2 is the difference in concentration between homes with smokers and homes with non-smokers. Presence of traditional stove or ETS is binary (0 = no; 1 = yes). Longitudinal indoor $PM_{2.5}$ measurements taken in a small subset of overlapping households as part of another study were used to test the long-term representativeness of the aforementioned overnight measurements.¹⁷ The overnight averages included in this regression were similar to the corresponding 24-hour averages, as well as longer averages taken between January and April. Results of the longitudinal data are planned for publication.

Ultimately, reductions in indoor air concentrations derived from regression results of only ger households are applied equally over both gers and houses (Tables C-2 and C-3). Average nighttime indoor concentrations measured are generally in the same range in houses and gers for PM (140 - 180 and 130 - 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively), but the average indoor concentration is anomalously lowest in houses with traditional stoves. Actual values are highly variable, and exclusion of homes with smokers present results in very similar concentrations in houses and gers (130 and 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively). The idea that houses with traditional stoves would have lower indoor air concentrations than gers with traditional stoves and houses with MCA stoves seems anomalous for the following reasons:

1. Emissions of $PM_{2.5}$ per day from houses with traditional stoves are larger than gers, and significantly higher than the MCA stoves; and
2. Indoor CO concentrations in houses are substantially higher than in gers for all stove types, and show reductions between homes with traditional and MCA stoves. $PM_{2.5}$ would be expected to show a similar direction in the relationships, although not necessarily the same magnitudes.

Although we are unsure why the indoor measurements in houses with traditional stoves would show a lower indoor air concentration than shown in gers or other stove types, it is possible that the positioning of the monitors in adjacent but connected rooms, and whether the houses studied were single or multiple room, might have impacted the $PM_{2.5}$ results and requires further examination. Given that the emissions show similar reductions between houses and gers, and regression models accounting for the impact of smoking in gers indicated a 16% reduction in indoor air concentrations as a result of the installation of MCA stoves, for the purposes of the modeling, we determined that the reductions in indoor air concentrations would be applied equally over both gers and houses.

¹⁷ This study is still in progress by a collection of the authors of this report: A longitudinal assessment of coal stove use and $PM_{2.5}$ in the ger district of Ulaanbaatar, Mongolia.

Indoor Concentration Model - MCA vs. Traditional Stove - Ger			
	Coefficient ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	St. Error ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	p-value
MCA Stove	124.7	19.8	1.102 e-8
Traditional Stove	23.4	24.7	0.346
Smoker in Household	40.4	24.6	0.104
<i>Total p-value of model: 0.113, n = 94 ger households</i>			

Table C-2. Coefficients derived from indoor $\text{PM}_{2.5}$ concentration data collected in ger homes in the winter of 2012-2013. Data represent overnight average concentrations (approximately 18:00 – 08:00).

Estimated Average Wintertime Indoor $\text{PM}_{2.5}$ Concentrations – MCA vs. Traditional Stove Dwelling		
	Average Wintertime Indoor Concentration, No Smoker in Home ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Average Wintertime Indoor Concentration, with Smoker in Home ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
MCA Stove Dwelling	124.7	165.1
Traditional Stove Dwelling	148.1	188.5

Table C-3. Estimates of average wintertime indoor $\text{PM}_{2.5}$ concentrations by smoking status and stove type. Estimates are derived from the model described in Table C-2.

Low pressure boilers and semi-coking coal stoves are widely heralded by the public for their improvements in efficiency and functionality over traditional coal stoves, but little data exist to verify or quantify actual reductions in related contributions to indoor $\text{PM}_{2.5}$. It is unreasonable to suggest completely clean function, so contributions from these stoves are assumed somewhere between traditional stoves and “clean” heat sources. For the sake of simplicity and a lack of data, we assign the same indoor contribution factors to low pressure boilers and semi-coking coal stoves as are assigned to MCA stoves. “Future Tech” stoves were hypothesized as new stove technology coming to market in the near future, which will produce the same fractional reduction in indoor $\text{PM}_{2.5}$ concentrations as the transition from traditional stoves to MCA stoves. Contributions from Future Tech stoves are thereby assigned at a level $\sim 16\%$ lower than MCA stoves ($105 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Penetration of outdoor particles

Penetration of outdoor particulate matter into the indoor environment is becoming increasingly acknowledged as a considerable contribution to indoor concentrations (Allen et al. 2012). Studies indicate that the contribution of outdoor $\text{PM}_{2.5}$ to the indoor environment is quantified primarily through a factor called the infiltration efficiency (F_{inf}) of an enclosure (Dockery et al. 1981). Infiltration efficiency is the fraction of outdoor $\text{PM}_{2.5}$ concentration that penetrates indoors and remains suspended. F_{inf} can be an important source of indoor $\text{PM}_{2.5}$, and thereby must be accounted for when attempting to accurately assess PM exposures and the related health burden.

An annual average F_{inf} for $PM_{2.5}$ in apartment buildings and houses was taken from EXPOLIS, a study that included the calculation of infiltration efficiency in several major cities (Hänninen et al. 2004). We use the average F_{inf} specifically reported for Helsinki ($F_{inf} = 59\%$), as it is the EXPOLIS city with a climate most similar to that of Ulaanbaatar. EXPOLIS reports 48-hour estimates of infiltration taken throughout the year in a multitude of homes. Because this study draws from a combination of houses and multistory apartments (58% multistory) at various seasons, its estimates are generally representative of annual average penetration efficiencies in apartment dwellings and houses in Ulaanbaatar (Jantunen et al. 1998). For this reason, our study applies this infiltration efficiency to both houses and apartments throughout the entire year. This number is consistent with F_{inf} found in similar home types in similar climates (Long et al. 2001). The F_{inf} overestimates the penetration of outdoor particles during the winter months, however, as it is more reflective of an annual F_{inf} .

Separate $PM_{2.5}$ infiltration efficiencies for ger dwellings are employed for winter and summer months. The literature shows the greatest equalizers of indoor and outdoor $PM_{2.5}$ levels are increased ventilation from open windows and doors and removal of indoor emission sources (Allen et al. 2012). We assume that ger doors and ceiling flaps are left open for much of the summer months, which results in high ventilation rates and a virtual elimination of filtration related to airflow through building casings. We also assume that no major indoor sources aside from cigarettes exist in ger in the summertime, as stoves are decommissioned. This is consistent with comparisons of wintertime and summertime infiltration in other regions (Long et al. 2001). We thereby employ a summer F_{inf} of 100%. Our winter F_{inf} , 70%, is taken from blower door tests performed at the Mongolian University of Science and Technology.¹⁸ Blower door test results provide an n_{50} air change rate for gers with modest insulation and fly cover, which are converted to natural air change rates using the methods described in Sherman et al (1987). Air change rates are converted to crude estimates of $PM_{2.5}$ infiltration efficiency using a curve elucidated by Williams et al (2003) in which the number of air changes per hour measured during a blower door test (ACH50) is used to calculate an estimate of the natural air change rate, which is, in turn, used to estimate an infiltration factor. Results of each step are reported in Table C-4. This is not an ideal conversion process, but provides a reasonable estimate of wintertime penetration efficiency in gers in the absence of better data.

A PM infiltration component is applied to all apartments as well as apartments and gers with clean heat sources. We do not apply a distinct PM infiltration component in our estimates of indoor concentrations in houses and gers with MCA stoves, traditional stoves, semi-coking coal stoves, or low pressure boilers. Instead, we assume infiltrated PM is accounted for in the average concentrations identified in the model from which we take our indoor $PM_{2.5}$ concentrations for these home types.

¹⁸ This study is not yet publicly available: Munkhbayar, B. (not yet published). Blower door tests in ger structures. Retrieved December, 2013.

Inputs, Equations, and Outputs for the Estimation of Wintertime Ger Infiltration Factors		
Air changes/hr @ n50 (¹⁹)	Natural air change estimate: ACH = (ACH @n50)/20 (Sherman et al, 1987)	Estimated conversion to Infiltration Factor: Finf = 0.5571 + 0.1726ln(natural air change rate) (Williams et al, 2003)
45 air changes / hr	2.25 air changes / hr	0.697

Table C-4. Inputs and outputs of the estimation of wintertime ger infiltration factor from blower door data and conversion equations (Sherman 1987; Williams et al. 2003).²⁰

Final estimates of average indoor concentrations

From the aforementioned figures assumptions, 24-hour average indoor PM_{2.5} concentrations are estimated for gers, houses, and apartments in each season of T-13 and Scenario periods. Infiltration factors are applied to average outdoor PM_{2.5} concentrations specific to each season and semi-diurnal period. Outdoor model and averaging methods are detailed elsewhere in the report. Briefly, average outdoor PM_{2.5} concentrations are taken from outdoor models and are the average of grid cell values weighted by home type populations (ger, house, apartment). Heating sources are assumed off in summer periods, and the contribution to indoor PM_{2.5} from ETS indicated in the above model is applied to both summer and winter periods. Winter and summer time concentration estimates by home type, stove type, and smoking status are reported in Tables C-5 and C-6.

Although significant reductions in emissions were made by MCA stove, the reductions in indoor air concentrations were more modest. As a result wintertime indoor air concentrations in gers and houses are still high – a factor of 3.6 higher than WHO interim targets for indoor air (35 µg/m³) – and considerably higher than the WHO Air Quality Guideline (10 µg/m³). Under Scenario 1, where an additional program of more advanced stoves is undertaken that incorporates a 16% reduction in wintertime indoor PM_{2.5} concentrations, without increased attention paid to emissions into the indoor environment, the indoor air concentrations still remain high. Clearly, however, if the stoves selected for the program are designed to minimize emissions into the indoor environment, more substantial gains in exposure and reduced air pollution disease can be made. Scenario 2 represents the adoption of gas and electric stoves and district heating in homes with very low emissions, combined with measures to reduce ambient air pollution leads to modeled indoor air concentrations that are substantially below WHO air quality guidelines. These indoor air pollution estimates only refer to emissions from stoves and smoking and penetration from outdoor pollution and do not include emissions from the food itself and other indoor sources (candles, incense, etc.), which also contribute to low levels of indoor air pollution. They do, however, represent the ideal scenario where emissions are largely removed from the home, resulting in concentrations that are unlikely to cause adverse health effects in the population, except for those homes that still have smokers present.

¹⁹ This study is not yet publicly available: Munkhbayar, B. (not yet published). Blower door tests in ger structures. Retrieved December, 2013.

²⁰ This study is not yet publicly available: Munkhbayar, B. (not yet published). Blower door tests in ger structures. Retrieved December, 2013.

Wintertime Indoor Concentration Estimates - T-13			
	Indoor Concentration – non-Smoking ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indoor Concentration – Smoking ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
MCA Stove	125	165	
Low Pressure Boiler	125	165	
"Clean" Heating			
<i>Ger</i>	112		153
<i>House</i>	99		139
<i>Apt</i>	95		135
Wintertime Indoor Concentration Estimates – Scenario 1			
MCA Stove	125	165	
Low Pressure Boiler	125	165	
Future Tech Stove	105	145	
"Clean" Heating			
<i>Ger</i>	48		89
<i>House</i>	42		83
<i>Apt</i>	40		80
Wintertime Indoor Concentration Estimates – Scenario 2			
"Clean" Heating			
<i>Ger</i>	8		48
<i>House</i>	7		47
<i>Apt</i>	7		47

Table C-5. Wintertime concentration estimates by home and heating type, and smoking status.

Summertime Indoor Concentration Estimates - T-13			
	Indoor Concentration – non-Smoking ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Indoor Concentration – Smoking ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
<i>Ger</i>	18	58	
<i>House</i>	10	51	
<i>Apt</i>	12	52	
Summertime Indoor Concentration Estimates – Scenario 1			
<i>Ger</i>	11	52	
<i>House</i>	7	47	
<i>Apt</i>	7	47	
Summertime Indoor Concentration Estimates – Scenario 2			
<i>Ger</i>	11	51	
<i>House</i>	6	47	
<i>Apt</i>	6	47	

Table C-6. Summertime concentration estimates by home and heating type, and smoking status

Appendix D. PM_{2.5} Exposure Estimation

A basic multi-level model was defined to facilitate the estimation of citywide mean average annual PM_{2.5} exposure concentrations for each of our scenario years. This model accounts for the major sources specific to indoor and outdoor microenvironments, time spent in each of these microenvironments, and particle infiltration (or penetration). It also accounts for variations by age in the amount of time spent in each microenvironment. This section outlines the processes, equations, and key assumptions that are employed in each scenario in the estimation of population weighted exposures to PM_{2.5}.

Sources

In depth information on the indoor and outdoor sources included in our exposure assessment can be found in Appendices B and C. Briefly, the major indoor sources identified include heating stoves and cigarettes (environmental tobacco smoke), while the major outdoor sources considered include household heating stoves, low pressure boilers, semi-coking coal stoves heat only boilers (HOB), vehicles, and combined heat and power (CHP) plants. Assumptions specific to those sources are discussed in the aforementioned sections. Contributions to indoor exposures from ETS are distinguished using the models discussed below and reported as fractional contributions to seasonal and annual average concentrations.

Modeling exposure

We employ a multi-level series of models to estimate a population-weighted annual average for each of the scenarios that we examine. These figures are derived from microenvironment exposures estimated at the seasonal (summer and winter) and semi-diurnal (nighttime and daytime) periods.²¹

At the highest level, this is accomplished by taking a weighted average of the annual average exposures of each of the 21 key sub-populations (Model A). The 21 key sub-populations include children (< 4 years old), caretakers (age >5, assumed 1 per child), and all others (ages 5 and up) in each of the seven home types considered: gers with MCA stoves or semi-coking coal stoves, “future tech” stoves, or clean heat;²² houses with MCA stoves or semi-coking coal stoves or low pressure boilers, future tech stoves, or clean heat; and apartments with clean heat. Specific sub-population annual averages are arrived at by averaging their seasonal average exposures (Model B). Sub-population seasonal averages are the summation of time-activity weighted average indoor and outdoor exposures (Models C and D).

For each of the models, “A” denotes the age category for which the exposure is being tabulated (child or non-child), “H” denotes one of the home-stove type combinations (e.g. ger-MCA), “ETS” indicates that environmental tobacco smoke is the source of interest, “S” denotes the season (summer or winter), “D” denotes a daytime period, “N” denotes a nighttime period, “in” denotes an indoor micro-environment, “out” denotes an outdoor microenvironment, “PM” is the concentration of PM_{2.5} in the denoted

²¹ Winter months are October through March. Summer months are April through September. Daytime is defined as 8:00-18:00. Nighttime is defined as 18:00- 8:00. More detailed is described in the subsection on Population weighting and Time Activity.

²² In this context, “clean” denotes a heating method that does not result in indoor PM_{2.5} emissions, and does not imply negligible lifecycle emissions. Examples include gas, electricity, or steam distributed from CHP or HOB.

microenvironment ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), “%t” is the percentage of period “D,S” or “N,S” spent in the denoted microenvironment, and “IF” is the infiltration factor (seasonally specific for gers) of the home type in question (indicated by home-stove combination “H”).

$$\text{Pop - Weighted Annual Avg. Exposure} = \sum \left(\%Pop_{A,H} * \text{Annual Average Exposure}_{A,H} \right)$$

Model A. The highest-level model used to tabulate population-weighted annual average exposure for the entire city of UB. “Annual Average Exposure_{A,H}” is a function of the other models listed below.

$$\begin{aligned} &\text{Annual Average Exposure}_{A,H} \\ &= \frac{(\text{Seasonal Average Exposure}_{A,H,Winter}) + (\text{Seasonal Average Exposure}_{A,H,Summer})}{2} \end{aligned}$$

Model B. The model used for tabulating annual average concentration for each age and home-stove type combination.

$$\begin{aligned} &\text{Seasonal Average Exposure}_{A,H,S} \\ &= \left(\%t_{in,D,S} * \text{Seasonal Daytime Indoor Average PM2.5 Exposure}_{A,H,S} \right) \\ &+ \left(\%t_{in,N,S} * \text{Seasonal Nighttime Indoor Average PM2.5 Exposure}_{A,H,S} \right) \\ &+ \left(\%t_{out,D,S} * \text{Seasonal Daytime Outdoor Average PM2.5 Exposure}_{A,H,S} \right) \\ &+ \left(\%t_{out,N,S} * \text{Seasonal Nighttime Outdoor Average PM2.5 Exposure}_{A,H,S} \right) \end{aligned}$$

Model C. The general model for estimating seasonal average concentrations in sub-population of age “A” and home-stove combination “H” in season “S”. Seasonal averages are calculated for summer and winter. “%t” is the percentage of period “D,S” or “N,S” spent in the denoted microenvironment.

- i. $\text{Seasonal, Daytime Indoor Average PM}_{2.5} \text{ Exposure}_{A,H,S} = PM_{in,H,S} + (IF_{H,S} * PM_{out,H,D,S})$
- ii. $\text{Seasonal, Nighttime Indoor Average PM}_{2.5} \text{ Exposure}_{A,H,S} = PM_{in,H,S} + (IF_{H,S} * PM_{out,H,N,S}) + (PM_{in,ETS,S})$
- iii. $\text{Seasonal, Daytime Outdoor Average PM}_{2.5} \text{ Exposure}_{A,H,S} = PM_{out,H,D,S}$
- iv. $\text{Seasonal, Nighttime Outdoor Average PM}_{2.5} \text{ Exposure}_{A,H,S} = PM_{out,H,D,S}$

Model D. The general models for estimating daytime and nighttime exposures in the indoor and outdoor microenvironments in sub-population of age “A” and home-stove combination “H” in season “S”. In this context, “IF” is the infiltration factor of home-stove combination “H” (seasonally specific for gers).²³

Population weighting and time activity

Annual average PM_{2.5} exposures incorporate population weighting at two levels. In model series D, average outdoor ambient concentrations are calculated separately for populations residing in the three generic home types (ger population, house population, and apartment population), by season, and by semi-diurnal period. These concentrations are taken as outdoor averages of each cell in the outdoor concentration model weighted by home-type-specific population, with the exception of two districts – Baganuur and Bagakhangai. These districts were excluded from the outdoor PM_{2.5} modeling, and so average outdoor PM_{2.5} concentrations for these areas are simply assumed at the 10th percentile (decile) of population-weighted values for each season (Table D-1).²⁴ Then in Model A, sub-population annual averages are weighted by the fraction of the total population for which they account in order to arrive at the city-wide weighted average annual exposure.

Decile Outdoor Average Concentrations (µg/m ³) – Weighted by Total Population				
	10 th %ile Winter Day	10 th %ile Winter Night	10 th %ile Summer Day	10 th %ile Summer Night
Baseline	49.8	69.2	1.3	1.9
T-13	59.9	79.4	2.4	3.3
Scenario 1	22.9	29.8	0.4	0.6
Scenario 2	0.6	0.7	0.2	0.3

Table D-1. First decile of outdoor average PM_{2.5} concentrations as weighted by total population for each season and scenario. Values are assumed for outdoor ambient concentrations in the two districts excluded from the Outdoor Model.

²³ For gers and houses with stove or low-pressure boiler heating systems, infiltration is accounted for in the estimate of “PM_{in}”, and so wintertime infiltration factors are set to 0.

²⁴ These districts are located in rural areas relatively far from the city center, and so are assumed to have lower outdoor ambient PM_{2.5} concentrations.

Semi-diurnal averages are also weighted, but by time spent indoors vs. outdoors, rather than by population. Little information exists on the time-activity patterns of Mongolians. However, a recent wintertime survey administered by Social Impact (SI) takes account of the number of hours that children and adults living in Ulaanbaatar in gers or houses with MCA stoves spend inside and outside of the household (Social Impact (SI) 2013a). The results of this survey provide insight into the behavioral patterns of UB residents in the winter, but are not fully representative of each district, home type, stove type, and season. They thereby cannot be directly applied to our study. Instead, we combine these survey results with reasonable judgment and expert opinion to make wintertime time-activity assumptions for the entire population of Ulaanbaatar. From wintertime time-activity patterns, we make reasonable assumptions about summertime time-activity patterns. Time activity numbers are estimated for non-children (> 5 years old), children, and caretakers (Table D-2). It is expected that children and their caretakers spend the majority of their time indoors, and so they are assigned an indoor time activity of 100% for the entire year.²⁵ For non-children, our observations suggest two semi-diurnal phases of activity: a ten hour daytime during which many non-children leave the home to tend to work or school (8:00 to 18:00), and a fourteen hour nighttime period spent at the household (18:00 to 8:00).

Daytime Time Activity - Winter		
	Indoors	Outdoors
Child	1	0
Non-Child	0.75	0.25
Caretaker	1	0

Nighttime Time Activity - Winter		
	Indoors	Outdoors
Child	1	0
Non-Child	1	0
Caretaker	1	0

Daytime Time Activity - Summer		
	Indoors	Outdoors
Children	1	0
Non-Child	0.75	0.25
Caretaker	1	0

Nighttime Time Activity - Summer		
	Indoors	Outdoors
Child	1	0
Non-Child	1	0
Caretaker	1	0

Table D-2. Assumed fraction of daytime and nighttime periods spent indoors and outdoors by season and age category.

It is expected that the microenvironments in which residents spend their daytime periods differ by socio-demographics and season, but because no data on this breakdown are readily apparent, we make a conservative assumption to account for such variation: at a population level, the average amount of daytime hours spent indoors is 75%, and the average amount of daytime hours spent outdoors is 25%.^{26,27} Because no data are available on the amount of evening and morning hours spent indoors, we make a simple assumption that 100% of children's daytime and nighttime hours are spent indoors. It is

²⁵ Even if this is not the case, increased summertime ventilation due to open windows, doors, and ger flaps would result in very similar summertime PM_{2.5} concentrations between indoor and outdoor environments.

²⁶ This assumption is conservative, because the true amount of daytime spent outdoors in UB is likely greater than 25% as employment in UB is dominated by sectors involving much outdoor work: construction, agricultural service, mining, quarrying, and transportation (Chilkhaasuren and Baasankhuu 2010).

²⁷ For simplicity, the concentration profiles of the indoor environments in which the population spends their time away from home are assumed the same as those of their home indoor environments.

expected that a subset of the non-child population is charged with taking care of the children, and so we assign one non-child as a caretaker per every child. Caretakers are assigned the same time activity profile as children. It is assumed that children, caretakers, and non-children are distributed evenly to each household, so that, for example, the fraction of the total population that lives in gers is also the fraction of caretakers, children, or non-children that live in gers.

Representations of exposures by residential population type and scenario

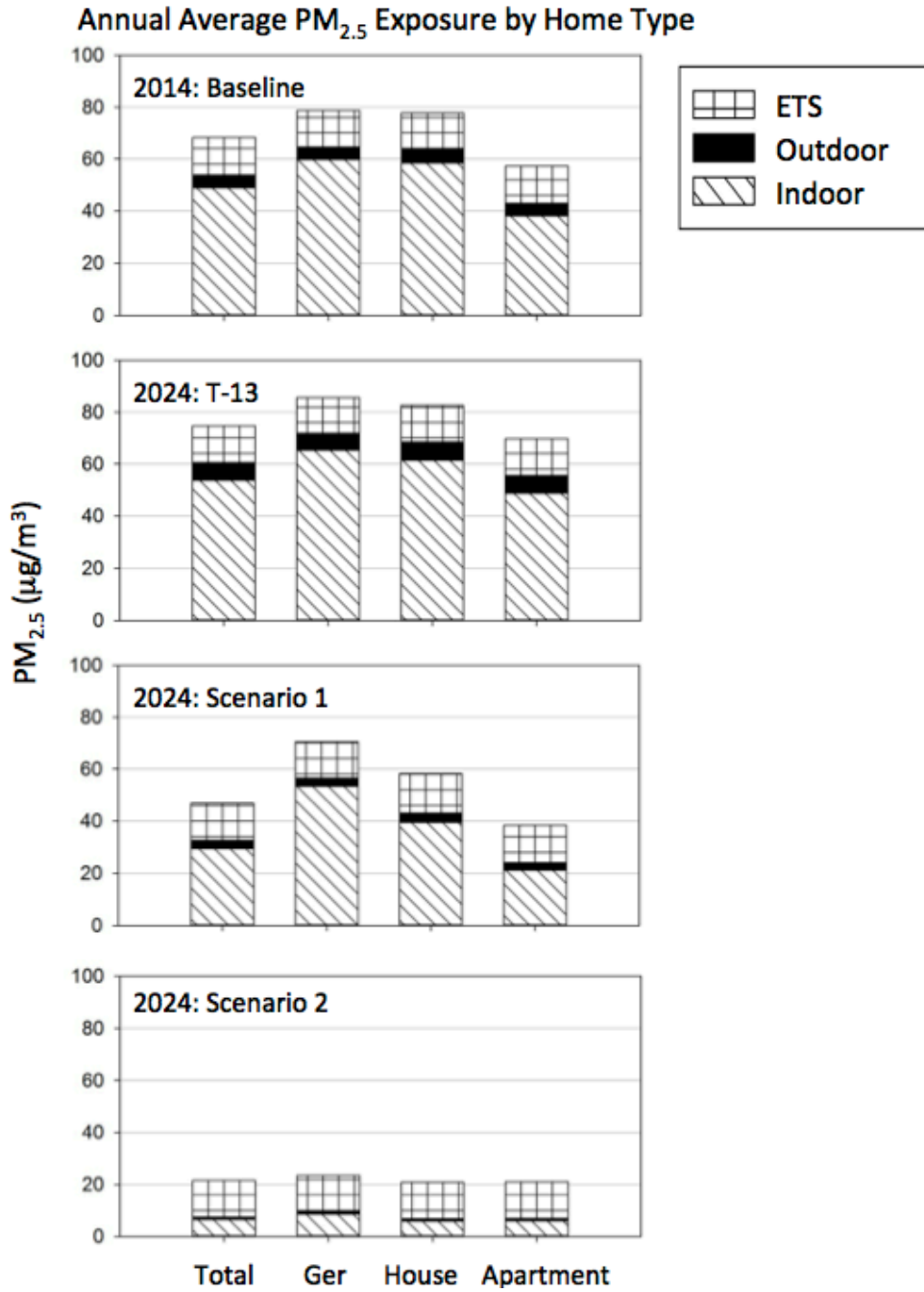


Figure D-1. Graphical representation of exposures by residential population type, scenario, and exposure type.

Appendix E. Health Burden and Benefit Calculation

Current national pattern of ill-health

The most important diseases in Mongolia in terms of lost life years in thousands are shown in Table E-1. Note the importance of IHD, Acute LRI, and stroke, which together account for nearly one-third of all lost life years. Of course, many other small causes contribute as well. From the Global Burden of Disease website (IHME, 2014):

Disease in Mongolia Ranked by Life-Years Lost in 2010		
	Lost life Years (1000s)	Percent of Total
1. Ischemic Heart Disease*	96	11.8
2. Lower Respiratory Infections*	87	10.6
3. Stroke*	78	9.5
4. Neonatal Encephalopathy	41	5
5. Road Injury	34	4.2
6. Cirrhosis	32	3.9
7. Liver Cancer	30	3.6
8. Preterm Birth Complications	28	3.5
9. Congenital Anomalies	25	3.1
10. Tuberculosis	20	2.4
11. Chronic Kidney Disease	19	2.3
12. Stomach Cancer	16	2
13. Self-harm	16	2
14. Rheumatic Heart Disease	14	1.8
15. Interpersonal Violence	14	1.7
16. Mechanical Forces	14	1.7
17. COPD*	13	1.5
18. Lung Cancer*	12	1.5

Table E-1. Diseases in Mongolia as ranked by the number of life-years lost, 2010. From: <http://www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/country-profiles>

Explanation of methods used in this assessment

Primary health results of the three scenarios are reported across disease categories and age groups. Health results are tabulated using a modified version of HAPIT (Household Air Pollution Intervention Tool) currently being developed by colleagues at the University of California, Berkeley, and the United Nations Foundation (Pillarsetti et al. 2013). This modified HAPIT allows for the projection of scenario-specific population attributable risk fractions for Lung Cancer, Ischemic Heart Disease, Stroke, and Chronic Obstructive Pulmonary Disorder in UB residents as well as Acute Lower Respiratory Tract Infection in UB children (ages 0-4 years) for 2014 through 2024. These five primary health indicators were chosen to allow for comparison with the national, regional, and global burden estimates published in the 2010 Institute for Health Metrics and Evaluation Global Burden of Disease Study, which uses these

health outcomes as the indicators of air pollution related mortality and morbidity (Murray et al. 2012). While these are the only diseases to currently meet the rigorous standards of a reliable integrated exposure function, the literature relating PM_{2.5} exposures to increased risk of Pulmonary Tuberculosis mortality are reaching a critical mass. For this reason, the health burden of tuberculosis is calculated as a secondary outcome.²⁸

Deaths and DALYs

Burden of disease in UB is calculated in comparison to the expected burden under a 12.0 µg/m³ exposure level (counterfactual).²⁹ Burden in excess of that incurred under the counterfactual is then calculated for 2014- 2024 under “Trends as of mid-2013” (T-13) policies as well as each of the defined scenarios. Note the equations used in the modified-HAPIT tool employ a counterfactual of 7.3 µg/m³. To estimate accrued burden against a counterfactual of 12.0 µg/m³, we used the modified-HAPIT to estimate the burdens that would accrue under a 12.0 µg/m³ exposure level, and then subtracted those values from the modified-HAPIT estimates of accrued burden for T-13, Scenario 1, and Scenario 2 (see Appendix H for raw modified-HAPIT output). Exposures employed are population-weighted averages, explained in greater detail elsewhere in the report. A linear path is assumed between baseline (2014) and 2024 PM_{2.5} exposure concentrations. Exposure levels for the baseline year are estimated and set equal between T-13 and the scenarios. All exposure paths are assumed to take the form of step function changes occurring on the first day of each year, the first of which occurs on January 1, 2015. Exposure changes occur for 10 years, finally halting on Jan 1, 2024. Health burden and related benefit over T-13 levels are calculated in terms of deaths and DALYs for each of these 11 years (2014 – 2024). Appendix H shows burden estimates for each scenario by year.

Morbidity is calculated in the form of disability adjusted life years (DALYs). DALYs are widely used around the globe to take into account both the age distribution of premature mortality and the severity of non-fatal diseases. DALYs also provide the best metric for cost-effectiveness in terms of the health benefit per dollar spent. Morbidity in the form of DALYs is calculated using the national disease-specific Death: DALY ratio defined in the IHME Global Burden of Disease study. The ratios used are derived from the 2010 GBD and are assumed constant throughout the projection period (Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME) 2013).

Deaths Averted and DALYs Averted for each scenario are calculated as the difference between the number of deaths or DALYs accrued in that scenario and the number accrued in T-13. Remaining Burden of Attributable Disease in 2024 is calculated for both deaths and DALYs, and is the percentage of the amount of burden expected in 2024 under T-13 that is estimated in 2024 in each scenario. It is defined as the following:

²⁸ One of the goals of this study was to estimate the health impact on three major secondary outcomes: tuberculosis, low birth weight, and cataracts. However, historical health records for the background disease rate modeling period (2006-2012) for low birth weight and cataracts were too low to infer any trends, which is an essential part of the impact evaluation process. We thereby exclude these diseases from our evaluation.

²⁹ This level represents the US Environmental Protection Agency’s annual air quality standard for PM_{2.5}, and is the strictest national PM_{2.5} standard in the world at present.

$$\text{Remaining Burden in 2024} = \left(\frac{\text{Estimated Burden in 2024 in Scenario}}{\text{Estimated Burden in 2024 in T13}} \right) * 100$$

Relative risk

Morbidity and mortality are calculated as a function of relative risk. Specifically, relative risk is used to find the population attributable risk fraction (PAF) for each disease. PAF in this instance is the fraction of background disease due PM_{2.5} exposure, and is defined in as:

$$PAF = \frac{RR - 1}{(RR - 1) + 1}$$

Where RR is the relative risk of the disease in question at the exposure level of interest (Desai et al. 2004). Each disease-specific PAF is then multiplied by the background rate of that disease to arrive at the quantity of disease attributable to PM_{2.5} in that year. Upper and lower bounds for each PAF are also calculated.

Dose-response curves for mortality risk are derived from integrated exposure response data provided by the authors of the Global Burden of Disease 2010 (Burnett et al., 2014). A functional form was fit to these data using Eureqa Formulize (Schmidt and Lipson 2013). Upper and lower uncertainty bounds were also fit at the level of 95% confidence. We use these uncertainty limits to estimate the upper and lower bounds for disease-specific PAFs. The counterfactual exposure at which RR = 1.00 is assumed in these functions to be 7.3 µg/m³. The models derived for these curves are reported in Table E-2.

Tuberculosis (TB) estimates

The Terms of Reference for the project included estimates for the impact on TB, but the results shown in Appendix H should be treated with caution because, unlike the other diseases, there is no published exposure-response information for TB and air pollution. The relative risk equation for pulmonary tuberculosis mortality was derived from estimates of relative risk (RR) for developing pulmonary tuberculosis. The RR of developing tuberculosis was arrived at by applying linear methods to odds ratios (OR) and exposure levels reported in the recent literature (Table E-2). We rely on a single study, rather than a meta-analytical estimate, to maintain consistency in the exposure circumstances among the “exposed” and “unexposed.” The most pertinent risk information appears to come from Lakshmi et al, who identify an odds ratio of 3.14 (95%CI: 1.15, 8.56) between female biomass users and female gas users in rural Nepal (Lakshmi et al. 2012). This is consistent with the current body of literature (Smith et al., 2014). Because the total TB risk in Nepal is less than 10%, this OR is considered a close approximation of RR (Kakchapati et al. 2010). While PM_{2.5} exposures for the two groups were not directly measured, we assume a literature-reported average PM_{2.5} exposure in female gas users of 70 µg/m³, and in female biomass users of 300 µg/m³, which was recently reported as a reasonable set of assumptions in nearby India (Burnett et al. 2014). A line was drawn between OR=1.00 at 70µg/m³ and OR=3.14 at 300 µg/m³. This line was extended to estimate the OR at the counterfactual exposure of 7.3

µg/m³. The resulting linear equation was then normalized so that the OR at the counterfactual exposure was set to 1.00. This normalized equation is the RR equation for tuberculosis. We simulate a conservative uncertainty factor of ± 50% by adding 50% to premature death and DALY estimates (upper sensitivity) and subtracting 50% from premature death and DALY estimates (lower sensitivity).

Relative Risk Equations	
IHD	(IHD RR) = 0.9564*log(log(12.98 + PM))
Lower Uncertainty Bound	(Low IHD) = (41.12 + PM - 421.9/(3.363 + PM))^0.09225 - 0.2773
Upper Uncertainty Bound	(Low IHD) = (2.281 + (-422.7 - 20.98*PM))/(435.4 + PM^2)
Stroke	(Stroke RR) = 2.125 + (-172.9 - 19.42*PM)/(227.9 + PM^2)
Lower Uncertainty Bound	(Low Stroke) = (1.199 + 0.03729*PM)^0.13
Upper Uncertainty Bound	(Stroke RR) = 2.075 + 5.204e-5*PM + (-710 - 8.422*PM)/(643.9 + PM^2 - PM)
COPD	(COPD RR) = sqrt(1.398 + 0.00638*PM + -24.08/(54.74 + PM))
Lower Uncertainty Bound	(Low COPD) = 1.007 + 0.001675*PM + 2.848e-10*PM^3 - 7.654e-7*PM^2
Upper Uncertainty Bound	(Up COPD) = sqrt(1.538 + 0.01125*PM + -17.93/(27.84 + PM))
Lung Cancer	(LC RR) = 1.015 + 0.00596*PM + 1.781e-8*PM^3 + 5.276e-15*PM^5 - 1.047e-5*PM^2 - 1.557e-11*PM^4
Lower Uncertainty Bound	(Low LC) = 0.9849 + 0.001803*PM - 2.049e-8*PM^2
Upper Uncertainty Bound	(Up LC) = 1.032 + 0.01001*PM + 7.365e-8*PM^3 + 7.736e-14*PM^5 - 2.268e-17*PM^6 - 1.053e-10*PM^4 - 2.927e-5*PM^2
ALRI	(ALRE RR) = (9304 + 27.36*PM + 3.328*PM^2)/(8704 + 38.75*PM + PM^2)
Lower Uncertainty Bound	(Lower CI) = exp((23.51*PM + PM^2)/(6063 + 138*PM + PM^2))
Upper Uncertainty Bound	(Upper CI) = (53.9 + 3.371*PM)/(65.26 + PM) - 0.02199*PM*exp(-0.01778*PM)
Tuberculosis*	(TB RR) = (0.0225*PM) + 0.8426
Lower Uncertainty Bound	na
Upper Uncertainty Bound	na

*See text for explanation

Table E-2. Relative risk equations used in calculation of health burden from PM_{2.5}.

Non-Linear Exposure Response

The shapes of the dose-response curves derived from Burnett et al. (2014) provide new insight into the urgency of reducing PM_{2.5} exposures to very low levels. Figure E-2 demonstrates the relationships between PM_{2.5} exposure and mortality from IHD, stroke, and ALRI are all quite supralinear, with those for lung cancer and COPD closer to linear. This indicates larger health benefit from equal exposure reductions at the lower end of the exposure range than at the upper end, and thereby suggests that substantial health benefits may only be seen after large reductions in exposure (Smith et al., 2014).

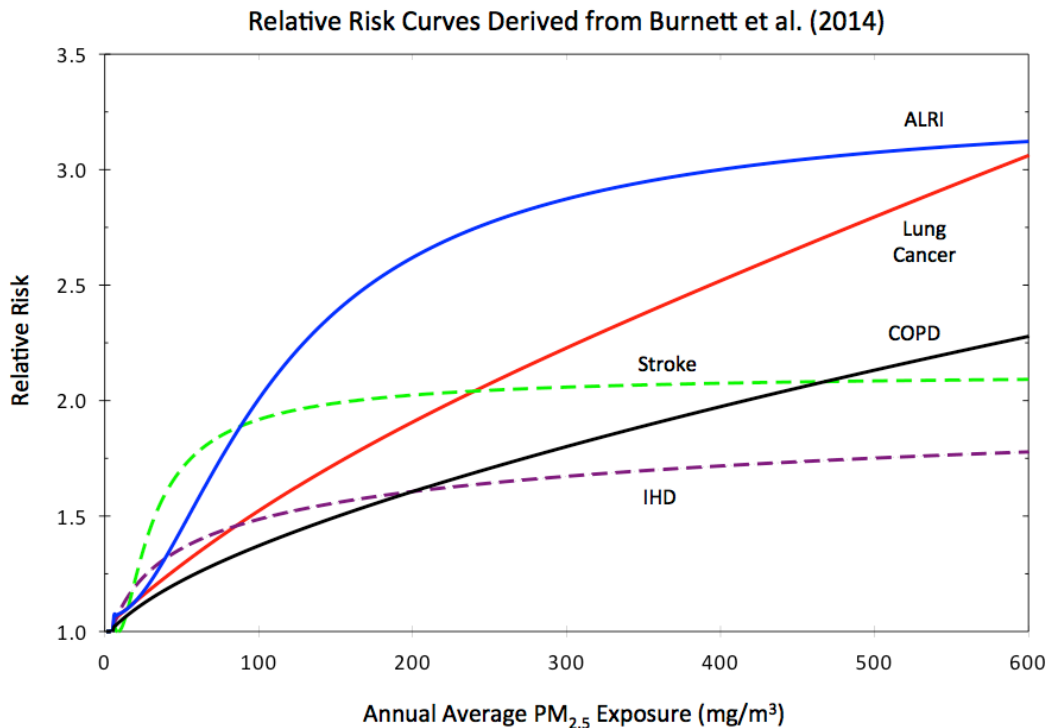


Figure E-1. Supra-linear relative risk curves derived from Burnett et al (2014) and use to tabulate health burden and benefits related to the five primary diseases assessed in this study.

Cessation lag

Health burdens and benefits are reported as committed or committed-averted deaths and DALYs due to exposure reductions between 2014 - 2024, which means the total impacts that are likely to ever be seen due to exposure reductions in only that period. However, because many PM_{2.5}-related illnesses take several years to develop in the population and because exposure effects can be long lasting (i.e., impacts can be experienced long after initial exposure), it is more likely that related health risks reduce gradually after PM_{2.5} exposures are diminished and that some of the deaths and DALYs averted from exposure reductions between 2014-2024 will actually be incurred after that period (Doll et al. 2004; Stapleton and West 2012).³⁰ Our assumption of committed averted DALYs is thereby likely to accelerate the accrual of health benefits in our calculations, and result in slightly inflated estimates for the time period given. For comparison, we have tabulated in the appended modified HAPIT spreadsheets the deaths, DALYs, averted deaths, and averted DALYs under the assumption of no cessation lag and under the standard 20-year Distributed Lag scheme suggested by the Science Advisory Board to the US EPA (Cameron and Ostro 2004). In this scheme 30% of total burden reduction occurs in the year of exposure reduction, 50% of burden reduction is distributed evenly among years 2-5, and the final 20% of reductions are distributed evenly among years 6-20. Due to its acute nature, no lag period is applied to ALRI in this tabulation.

³⁰ The major exception to this rule is acute lower respiratory tract in children, which is thought to be caused by recent exposures.

Cost effectiveness

This assessment does not provide specific analysis for cost-effectiveness because the estimation of program costs for each scenario is beyond our team's mandate. The modified HAPIT spreadsheet tool, however, has been designed to allow for such calculations to be performed by the Ministry as information becomes available. Cost-effectiveness analysis using the tool requires three additional inputs: total startup cost, average annual cost during the program period, and the estimated average GDP/capita over the program period, all of which must be reported in the same constant currency rates.³¹ Cost-effectiveness is determined by comparing the expected annual cost of the intervention per DALY to the GDP/Capita (PPP) in international dollars. The WHO's Choosing Interventions that are Cost-Effective (WHO CHOICE) effort advises that interventions costing less than the GDP/capita (PPP) are very cost-effective, those costing one to three times the GDP/capita (PPP) are cost-effective, and those costing more than three times the GDP/capita (PPP) are not cost-effective.

³¹ Constant international 2005 dollars are recommended.

Appendix F: Limitations in Methods and Data

PM Emissions Estimation: Emission inventories prepared for UB have dramatic differences. For example, year 2010 inventories prepared by Guttikunda et al. (2013) and JICA (2013) differ by as much as a factor of ten depending on the emission source category. For the case of HOB these inventories include different groups of sources, but in other cases the source categories appear similar yet the emission estimates are quite different. Emission inventory improvements are needed and in their absence any modeling results will have large uncertainties. The inventory methodology needs to be transparent and of sufficient detail for users to be able to understand the strengths, limitations, and areas of needed improvement. Emissions data must also reflect the extreme wintertime conditions in UB. For example, emission testing of a stove by sampling from the flue and diluting with clean air at indoor temperature may dramatically underestimate the outdoor PM emissions because co-emitted gaseous semivolatile compounds will enter the particle phase upon mixing with the cold outdoor air. This dynamic process will depend on combustion efficiency and environmental conditions.

Air Quality Model Selection: A more sophisticated air quality model is needed to improve the accuracy of outdoor particulate matter concentrations. The Gaussian plume model ISCST-3 was used for this analysis. All Gaussian plume models will fail to capture important physical processes that affect the estimated concentrations. For the case of UB, the complex terrain (such as valleys) will trap emissions and lead to concentrations higher than model predictions. The model predicts concentrations for a given hour from the emissions in that hour. It has no memory of emissions in previous hours and therefore does not account for accumulation of pollutants during stagnant conditions that prevail during the UB wintertime. The model also assumes the wind conditions (speed and direction) are uniform across the city. The complex terrain channels air flow, however, and at any moment there can be large differences in wind conditions across the city. Puff models can account for some but not all of the limitations and a chemical transport model is recommended. However, it is recognized that considerable resources will be needed to develop the input parameters and optimize model performance for UB.

Ambient Air Quality Data: Model evaluation requires high-quality outdoor PM data collected at sites that are well characterized and ideally not strongly influenced by emissions sources that are very close to the monitoring site(s). The network must be carefully designed to meet the measurement objectives. For example, a roadside monitor provides information about pollution levels in the near-road environment but has less utility in urban- and larger-scale air quality model evaluation. Also, special care is needed to minimize measurement artifacts which may have different characteristics for UB wintertime conditions than typically observed in more temperate areas. For example, the extent to which semivolatile compounds partition to the particle phase in the outdoor air will differ under the warmer conditions of the shelters used to house automated instruments or in the laboratory after collection onto filters. These dynamics must be evaluated to properly interpret and use the data.

Health Effects: The health burden calculations in this study rely on projections of future trends in background disease rates and thus are more uncertain the further they are projected into the future. This is one of the main reasons we limit all our projections to 10 years. In addition:

- The models used in this study to extrapolate background burdens are relatively simple and may benefit from more sophisticated techniques in future assessments.
- Due to the principles of cessation lag, the 2006-2012 death records may not adequately account for the recent trends in increasing air pollution.
- Thus, the background health models used in this assessment, which are based on 2006-2012 health statistics, may underestimate the rate of increase in background death rates, and thus be conservative.

For each scenario, a linear annual progression in PM_{2.5} exposure concentrations is assumed from baseline (2014) to the final scenario year (2024). This overlooks a number of likely nuances — such as rapid introduction of interventions, abrupt population changes, and non-uniform changes in grid cell population densities during outdoor ambient modeling — but allows us to make the fewest assumptions in the face of considerable uncertainty. With several of the IER curves used in this study defined as convex functions, such an assumption could overlook the true magnitudes of health impacts resulting from any dramatic increases (or decreases) in year-to-year exposures.

Morbidity in the form of DALYs is calculated using national disease-specific Death: DALY ratios defined in the IHME Global Burden of Disease study. The ratios used are (a) estimated at the National level by IHME rather than the city level, and (b) are assumed constant throughout the projection period. These ratios are likely to change as age structure alters, but are difficult to predict in which direction they will change.

Scenarios for City Growth: The scenarios for development of the urban area of Ulaanbaatar were taken from the Master Plan for the city, including the transition to apartment buildings, etc. The exposure and health estimates will be affected by rates of change that differ from those outlined in the Master Plan. Similarly the rates of population migration to the city of Ulaanbaatar are based on historical growth, which may change significantly over the next 10 years. Such changes are hard to predict and incorporate into this assessment.

Smoking: Disease estimates do not incorporate the health impacts of active smoking, although these are present in background disease prevalence rates. Increased smoking rates can significantly affect the estimation of health benefits, as they may outweigh the gains made by reducing emissions in other sectors. In addition, prevalence of smoking in workplace environments can significantly increase exposures. This is not adequately accounted for in these models.

Indoor Concentrations: Indoor concentrations of air pollution are currently dominated by stove emissions and smoking. As concentrations decrease, however, other sources become more important in the home, including contributions from ambient air including traffic and other outdoor sources, and indoor sources from cooking, incense burning, cleaning, resuspended dust, etc. Here we focus on the principal stove emissions and smoking, but acknowledge indoor concentrations are unlikely to decrease to the low concentrations identified under gas/district heating.

Industrial Emissions: Ambient models in Ulaanbaatar do not incorporate emissions from industrial sources as there is very limited information about the number of, or the emissions from, these sources.

It is clear they play a role in air quality in Ulaanbaatar, but it is not currently possible to incorporate these emissions sources into the models.

Coal Types: There is large diversity in the coal used in Ulaanbaatar. Currently, most household consumption is a mix of Nalaikh, Baganuur and Alagtolgoi. The ratio of these, and the influx of other coal types, will likely change the emissions from household stoves and indoor air concentrations as they are dependent on a fuel stove combination. Since the performance of improved combustion stoves is dependent on the fuel used in the stoves, the potential gains of stove dissemination projects is highly dependent on Ulaanbaatar fuel policies. At minimum we recommend that policies do not promote coal types that lead to greater emissions from stoves as that is counterproductive to the other measures to improve air quality in Ulaanbaatar. Similarly, processed coal testing should be undertaken before promotion of the fuel to ensure that emissions in household stoves are not increased. In Scenario 1, we incorporate stoves that result in a similar decrease in emissions as that seen in the MCA program. As mentioned above, however, greater health benefits can be achieved with a focus on stoves that also reduce emissions into indoor air. Emissions may also increase, however, if fuel policies promote lower quality fuels.

Appendix G. Population and Health Projections

Population data and estimates

Total citywide population data for 2006 - 2012 were available from official city and federal statistics publications (Mendsaikhan et al. 2011; National Statistics Office of Mongolia (NSOM) 2007; Statistics Department of Ulaanbaatar 2013). Population data for residents < 5 years old were available for 2006, 2007, 2011, and 2012, and are linearly interpolated for years 2008-2010 from 2007 and 2011 estimates. Population projections (total population and population < 5 years old) for Ulaanbaatar for 2010, 2015, 2020, 2025, and 2030 were available from the National Statistics Office. Annual population estimates for future years (2014-2030) are arrived at by linearly interpolating from the 5-year "medium" growth projections provided by the 2010 Population and Housing Census of Mongolia Report (Figure G-1) (National Statistics Office of Mongolia (NSOM) 2012). District-specific populations in 2012 were taken from city census data (Statistics Department of Ulaanbaatar 2013). Tabulated population estimates are detailed in Table H-1 of Appendix H.

Household type projections

Projections for the number of total households in each year were unavailable. We estimate this figure from Population and Family Size as identified in census data. As previously discussed, population figures are interpolated from NSOM projections of total city population (rather than district level populations). Family size is extrapolated by fitting a curve to historical trends (2000-2010) obtained from Mongolia's Annual Statistical Yearbook series. Because a linear extrapolation results in atypically low family sizes, we use trends in the Total Fertility Rate (TFR) to set a reasonable lower limit.

TFR is defined by the UN as the average number of children a hypothetical cohort of women would have at the end of their reproductive period if they were subject during their whole lives to the fertility rates of a given period and if they were not subject to mortality. While modeling the UN's 5-year TFR estimates against the 10 available years of household size data is unhelpful for identifying a relationship between the two, we make the assumption that trends in family size will follow national TFR.

Mongolia's TFR has experienced a dramatic decrease in recent decades, but is expected to level off. The UN suggests that Mongolia's TFR will become stable at near-Western levels through 2030 (United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA): Population Division 2013). This suggests that while the estimated rate of decline in household size observed between 2000-2010 was steep and linear, it is likely to level off in the near future. For this reason, we used Eureqa Formulize to fit a curve to past data that would approximate a near-term approach of 2.6 persons/home, the average US household size in 2010 (Schmidt and Lipson 2009, Bureau 2012).³² Household sizes for individual years during 2010-2030 were then taken from this curve (Figure G-2). Household number is estimated by dividing the expected size of Ulaanbaatar's population in each year by the average household size.

Household types most relevant to the Ulaanbaatar context were identified as gers, single family houses, and multi-family apartments. A ger is defined as a traditional yurt-like dwelling most commonly

³² We assume one family per "household," thus family size and household size are equivalent in our calculations.

constructed from wood and felt; a house is defined as a non-ger dwelling in which one family resides, are typically wood, cement, or brick structures in the style of traditional western houses; and apartments are identified as buildings within which two or more families are living, which, in most cases, are large complexes that house dozens of families.

Gers and houses are most common to regions identified by the Statistics Department of Ulaanbaatar as “ger areas,” while apartment households most commonly occupy what are known as “apartment areas.” Projections of the proportion of Ulaanbaatar residents living in the “ger areas” (%g) were provided by the 2010 Ulaanbaatar City Plan for 2010, 2020, and 2030. Annual trends are linearly interpolated (Figure G-1). The proportion of households located in ger areas is taken as the proportion of residents living in the ger area (%g). The proportion of Ulaanbaatar families living in the “apartment areas” (%a) is calculated for each year as $1 - \%g$ (i.e. any home that is not in the ger area). Approximately 99% of apartment area households were classified by the Statistics Department of Ulaanbaatar as “apartment” households in 2012, and so other household types are not considered an important contribution to our apartment district estimates.³³ However, Statistics Department figures show a fairly even distribution between “ger” and “house” households in the ger areas. In 2012, ger households accounted for 44.2% of households in the ger areas (%g_g), while house households accounted for approximately 54.5% of ger area households (%g_h). Because the remaining household types make up a proportion of ger district households that is likely within the range of uncertainty, we exclude them from our analysis and calculate the proportion of ger district households as “houses” (%g_h) as $1 - \%g_g$. Reliable trend projections for %g_g and %g_h are unavailable, and so they are assumed constant between 2013 and 2030. Total number of households by area and type are graphically displayed in Figure G-3.

³³ Household heating emissions estimates are not calculated for what the City Statistical Office classifies as “luxury house” and “homeless,” as they only make up about 0.9% and 0.01% of total apartment district households, respectively, and 1% and 0.2 % of total ger district households, respectively.

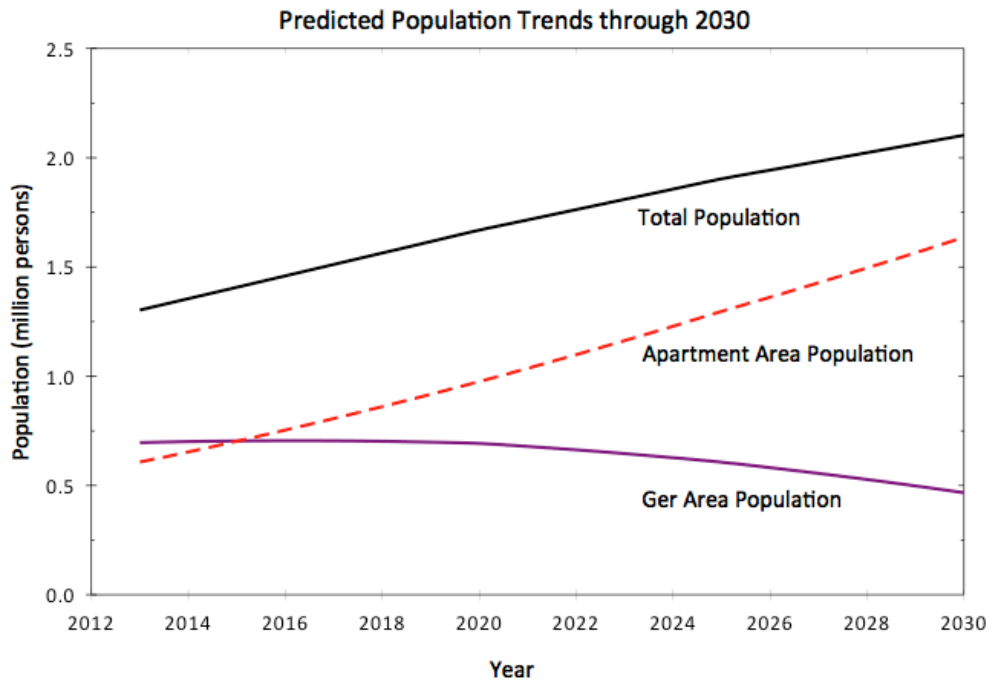


Figure G-1. Predicted trends in population numbers for 2013-2030 and distribution of population among apartment areas and ger areas. Total population is expected to increase steadily, while ger area populations are expected decline.

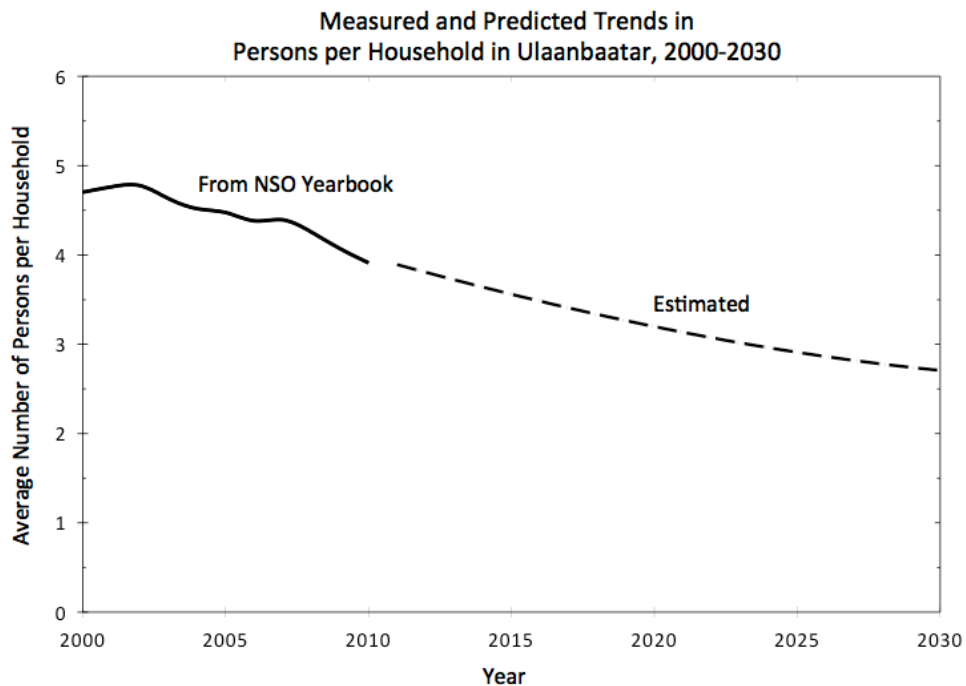


Figure G-2. Trends in family size (persons per household) as identified by the National Statistics Office of Mongolia for 2000 – 2010, and as estimated using extrapolation and assumptions of the Total Fertility Rate for 2011 - 2030.

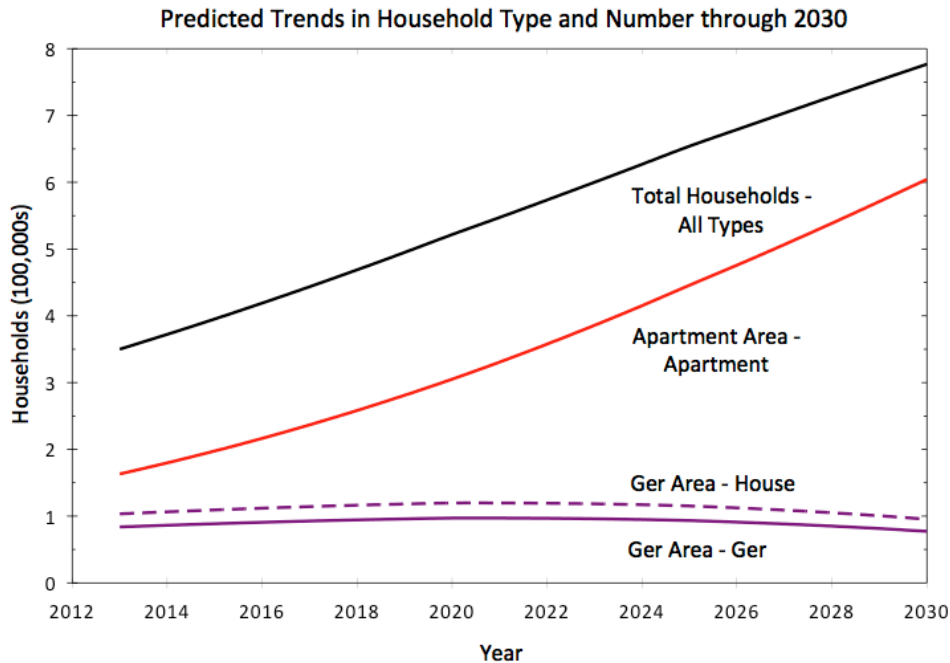


Figure G-3. Predicted trends in household number by area and by household type for 2013-2030. The number of households in apartment areas is expected to increase dramatically.

Background disease rate projections

Mortality burdens accrued during T-13 and each scenario are reported. Background death rates are essential for such calculations, and so future death rates for Ulaanbaatar are projected for 2014-2024 by carefully extrapolating mortality trends from all available years of historical data, and then modifying them to correspond with more rigorously adjusted international datasets.

Mortality data for the capital city for 2006-2012 were provided by the Health Development Center of the Ministry of Health in conjunction with the Health Sciences University of Mongolia. Deaths matching the ICD-10 codes reported in the 2010 IHME GBD study were requested (Table G-1). Trends in disease-specific death rates over this period are modeled as a linear function of time (year) and population (Table G-2). Each equation takes the general form of:

$$\# \text{ Deaths in Year } X = \beta_0 + \beta_1 * \text{Year} + \beta_2 * \text{AllPop}$$

Where “AllPop” is the population in year X, and “Year” is the four number representation of year X (e.g. 2009). Ulaanbaatar population data (all population and child) for 2006- 2012 were obtained from annual national Statistics Yearbook reports (Mendsaikhan et al. 2011; National Statistics Office of Mongolia (NSOM) 2007). Tabulated background disease estimates are detailed in Table H-1 of Appendix H. Population levels through 2024 are projected using the various demographic tools identified previously in this appendix.

Due to a considerable discrepancy discovered between locally identified death rates and internationally identified death rates, disease specific models are not applied directly to arrive at the number of deaths

in years 2014-2024. Recent international estimates of Mongolia-wide disease-specific mortality rates (deaths / 100,000 population) show values that are between 5% and 500% higher than those identified by the Ministry of Health for Ulaanbaatar (Lim et. al., 2012). While national disease rates should not exactly mirror those of the capital city, they are expected to be similar.³⁴ It is suspected these discrepancies arise from the inclusion of “garbage codes,” or improperly coded deaths, in the raw Ministry of Health dataset.³⁵ Garbage codes are a well-known phenomenon and occur frequently all over the world. International teams like the Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) employ rigorous statistical and diagnostic methods to redistribute such deaths to their probable underlying causes. This results in disease-specific mortality estimates that more accurately represent true rates.

To account for the impact of garbage codes on health burden results, our disease-specific models were adjusted using data provided by IHME (Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME) 2013). Specifically, a ratio of UB-specific death rates (reported by the Ministry of Health) to national death rates (Lim et. al., 2012) was prepared for each disease (Table G-3). Ratios were created for 2010, which was the only year for which both IHME and Ministry of Health estimates were available. Citywide rates from the Ministry of Health were compared with IHME nationwide rates because IHME does not provide death rates at the city level. To arrive at the background disease profile expected under national disease rates for 2014-2024, 2010 ratios were applied to the background disease projections that were originally estimated from the mortality provided by the Ministry of Health. Health burden analyses were then run with the ratio-adjusted background disease profile.

³⁴ IHME does not provide death rates at the city level, and so nationwide rates were used. As Ulaanbaatar accounts for approximately half of the national population, these rates should approximate each other.

³⁵ The Institute for Health Metrics and Evaluation identifies garbage codes as “causes of death that should not be identified as underlying causes of death but have been entered as the underlying cause of death on death certificates” (Lozano et al. 2012).

ICD Codes of Disease Categories Included in the Health Impacts Evaluation		
Disease Name	ICD-10 Code Group	ICD-9 Code Group
Cardiovascular Diseases		
Ischemic heart disease	I20 – I25	410-414
Ischemic Stroke	I63, I65 - I67 (except I67.4), I69.3	433-434, 437.0-437.2, 437.5- 437.8
Hemorrhagic and other non-ischemic stroke	I60-I62, I69.0 - I69.2, I67.4	430-432, 437.2
Lung Cancer (trachea, bronchus, & lung cancer)	C33- C34, D02.1-D02.2, D38.1	162-162.9, 231.1, 231.2, 231.8, 235.7
All Chronic Respiratory Diseases		
Chronic Obstructive Pulmonary Disease	J40 – J44, J47	490-492.8, 494, 496
All Lower Respiratory Infections, < 5 years old		
Influenza	J09 – J11	487
Pneumococcal pneumonia	J13	481
H influenza type B pneumonia	J14	482.2
Respiratory syncytial virus pneumonia	J12.1	480.1
Other lower respiratory infections	J12 (except J12.1), J15 – J22, J85, P23	466, 480.0-480.9(except 480.1), 482.0-482.9(except 482.2), 483-486, 513, 770.0
Secondary Outcomes		
Tuberculosis	A15 - A19, B90, P37.0	010 – 018, 137.0 – 137.4, 320.4, 730.4 – 730.6

Table G-1. Names and related ICD-10 and ICD-9 codes of the disease categories included in the health impacts estimation. ICD codes were selected to match the 2010 Global Burden of Disease Study.

Disease Rate Projection Models							
	β_0	SE	β_1 (Year)	SE	β_2 (All Pop)	SE	Total Model p-value
Lung Cancer	-1.28E+04	4.21E+04	6.458	2.12E+01	-4.82E-05	3.96E-04	6.50E-01
CVD	-1.86E+05	3.18E+05	9.38E+01	1.60E+02	-7.06E-04	2.99E-03	2.83E-01
ALRI	-2.37E+04	4.21E+04	1.19E+01	2.12E+01	-1.27E-04	3.96E-04	4.60E-01
COPD	-3.23E+04	1.70E+04	1.62E+01	8.44E+00	-1.99E-04	1.60E-04	4.94E-02
Isch. Heart Disease	-1.49E+05	2.07E+05	7.47E+01	1.04E+02	-5.66E-04	1.94E-03	1.87E-01
Isch. Stroke & Other	-3.76E+04	1.17E+05	1.92E+01	5.86E+01	-1.41E-04	5.86E+01	6.08E-01
Tuberculosis	3.43E+04	6.28E+04	-1.72E+01	3.16E+01	3.33E-04	5.91E-04	8.57E-01

Table G-2. Disease rate projection models, as employed in the background disease burden estimation.

Background Mortality Rates for 2010, Ministry of Health Rates for UB vs. Lim et al (2012) National Rates			
Disease	2010 Deaths per 100,000 (Source: MOH)	2010 Deaths per 100,000 (Source: Lim et al, 2012)	Ratio of MOH UB rate to Lim (2012) National Rate
Lung Cancer	12.07	18.14	0.67
ALRI (ages 0-4)	76.92	276.82	0.28
COPD	4.43	21.66	0.20
Ischemic Heart Disease	85.80	164.19	0.52
Stroke	76.60	124.22	0.62
Tuberculosis	15.72	16.14	0.97

Table G-3. Background mortality rates for 2010, Ministry of Health rates for UB vs. Lim et al (2012) national rates.

Appendix H. Supplementary Health Burden Tables

Table H-1 (Part 1). Estimated background disease rates through the scenario period.

Year	Population	Population 0-4	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4)	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4)	COPD Deaths	COPD DALYs
2014	1,355,176	148,219	227	5,678	416	35,640	425	16,621
2015	1,407,196	155,551	233	5,826	435	37,290	453	17,739
2016	1,459,516	158,438	239	5,974	454	38,927	482	18,845
2017	1,511,836	161,325	245	6,122	473	40,565	510	19,952
2018	1,564,157	164,212	251	6,270	493	42,203	538	21,059
2019	1,616,477	167,099	257	6,418	512	43,841	566	22,165
2020	1,668,797	169,986	263	6,566	531	45,478	595	23,272
2021	1,715,748	168,427	269	6,723	552	47,325	628	24,583
2022	1,762,700	166,869	275	6,881	574	49,173	662	25,895
2023	1,809,651	165,310	281	7,039	595	51,020	695	27,206
2024	1,856,603	163,752	288	7,196	617	52,867	729	28,517

Table H-1 (Part 2). Estimated background disease rates through the scenario period.

Year	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease)	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease)	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs	Tuberculosis Deaths	Tuberculosis DALYs
2014	2,064	45,975	1,471	33,808	155	8,963
2015	2,151	47,903	1,493	34,321	156	8,973
2016	2,237	49,823	1,516	34,832	156	8,989
2017	2,323	51,744	1,538	35,343	156	9,005
2018	2,409	53,665	1,560	35,855	156	9,021
2019	2,495	55,585	1,582	36,366	157	9,037
2020	2,582	57,506	1,605	36,877	157	9,053
2021	2,674	59,556	1,628	37,410	155	8,963
2022	2,766	61,606	1,651	37,942	154	8,873
2023	2,858	63,656	1,674	38,474	152	8,783
2024	2,950	65,706	1,697	39,006	151	8,693

Table H-2 (part 1). Estimated health burden from PM_{2.5} under "Counterfactual" exposure (12.0 µg/m³)

Year	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children affected	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children affected	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children affected	COPD Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita
2014	18	0.013	445	0.328	33	0.024	0.222	2815	2.077	18.990	22	0.016	872	0.643
2015	18	0.013	457	0.324	34	0.024	0.221	2945	2.093	18.932	24	0.017	930	0.661
2016	19	0.013	468	0.321	36	0.025	0.226	3074	2.106	19.404	25	0.017	988	0.677
2017	19	0.013	480	0.317	37	0.025	0.232	3204	2.119	19.858	27	0.018	1046	0.692
2018	20	0.013	491	0.314	39	0.025	0.237	3333	2.131	20.297	28	0.018	1104	0.706
2019	20	0.012	503	0.311	40	0.025	0.242	3462	2.142	20.720	30	0.018	1162	0.719
2020	21	0.012	515	0.308	42	0.025	0.247	3592	2.152	21.129	31	0.019	1220	0.731
2021	21	0.012	527	0.307	44	0.025	0.259	3737	2.178	22.190	33	0.019	1289	0.751
2022	22	0.012	539	0.306	45	0.026	0.272	3883	2.203	23.272	35	0.020	1358	0.770
2023	22	0.012	552	0.305	47	0.026	0.284	4029	2.227	24.374	36	0.020	1427	0.788
2024	23	0.012	564	0.304	49	0.026	0.298	4175	2.249	25.497	38	0.021	1496	0.806

Table H-2 (part 2). Estimated health burden from PM_{2.5} under "Counterfactual" exposure (12.0 µg/m³)

Year	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5} per 1000 Capita	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5}	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5} per 1000 Capita	
2014	218	0.161	4846	3.576	48	0.035	1095	0.808	16	0.012	907	0.669
2015	227	0.161	5049	3.588	48	0.034	1112	0.790	16	0.011	908	0.645
2016	236	0.162	5252	3.598	49	0.034	1128	0.773	16	0.011	910	0.623
2017	245	0.162	5454	3.608	50	0.033	1145	0.757	16	0.010	911	0.603
2018	254	0.162	5657	3.616	51	0.032	1161	0.742	16	0.010	913	0.584
2019	263	0.163	5859	3.625	51	0.032	1178	0.729	16	0.010	915	0.566
2020	272	0.163	6061	3.632	52	0.031	1194	0.716	16	0.010	916	0.549
2021	282	0.164	6277	3.659	53	0.031	1212	0.706	16	0.009	907	0.529
2022	292	0.165	6494	3.684	53	0.030	1229	0.697	16	0.009	898	0.509
2023	301	0.166	6710	3.708	54	0.030	1246	0.689	15	0.009	889	0.491
2024	311	0.167	6926	3.730	55	0.030	1263	0.680	15	0.008	880	0.474

Table H-3 (Part 1). Estimated health burden from PM_{2.5} under Trends as of mid-2013 (T-13)

Year	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) per 1000 capita	COPD Deaths from PM _{2.5}	COPD Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD DALYs from PM _{2.5}	COPD DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	93	0.068	3625	2.675
2015	64	0.046	1605	1.141	175	0.124	1.124	14979	10.644	99	0.071	3891	2.765
2016	66	0.045	1656	1.135	184	0.126	1.160	15746	10.789	106	0.073	4158	2.849
2017	68	0.045	1707	1.129	193	0.128	1.195	16521	10.928	113	0.075	4427	2.928
2018	70	0.045	1759	1.124	202	0.129	1.230	17304	11.063	120	0.077	4699	3.004
2019	72	0.045	1811	1.120	211	0.131	1.264	18095	11.194	127	0.079	4973	3.077
2020	75	0.045	1863	1.116	221	0.132	1.297	18893	11.321	134	0.080	5250	3.146
2021	77	0.045	1919	1.118	231	0.135	1.371	19785	11.532	142	0.083	5576	3.250
2022	79	0.045	1975	1.120	241	0.137	1.447	20686	11.735	151	0.086	5905	3.350
2023	81	0.045	2031	1.122	252	0.139	1.525	21595	11.933	159	0.088	6237	3.446
2024	83	0.045	2088	1.125	263	0.142	1.605	22511	12.125	168	0.090	6572	3.540

Table H-3 (Part 2). Estimated health burden from PM_{2.5} under Trends as of mid-2013 (T-13)

Year	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5}	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5} per 1000 Capita	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5}	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5} per 1000 Capita
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	633	0.450	14110	10.027	673	0.478	15466	10.991	90	0.064	5215	3.706
2016	661	0.453	14719	10.085	684	0.469	15728	10.776	91	0.062	5248	3.596
2017	688	0.455	15332	10.141	696	0.460	15990	10.577	92	0.061	5280	3.493
2018	716	0.458	15947	10.195	707	0.452	16253	10.391	92	0.059	5313	3.397
2019	744	0.460	16565	10.248	719	0.445	16515	10.217	93	0.057	5345	3.307
2020	772	0.462	17186	10.298	730	0.437	16778	10.054	93	0.056	5377	3.222
2021	801	0.467	17848	10.402	742	0.432	17051	9.938	93	0.054	5346	3.116
2022	831	0.472	18513	10.502	754	0.428	17324	9.828	92	0.052	5314	3.015
2023	861	0.476	19180	10.599	766	0.423	17597	9.724	92	0.051	5281	2.918
2024	891	0.480	19850	10.692	778	0.419	17870	9.625	91	0.049	5248	2.827

Table H-4 (Part 1). Estimated health burden from PM_{2.5} under Scenario 1

Year	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) per 1000 capita	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children	COPD Deaths from PM _{2.5}	COPD Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD DALYs from PM _{2.5}	COPD DALYs per 1000 capita
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	95.901	93	0.068	3625	2.675
2015	63	0.044	1564	1.112	170	0.120	1.090	14528	10.324	93.399	97	0.069	3797	2.698
2016	63	0.043	1571	1.077	173	0.118	1.090	14793	10.136	93.370	101	0.069	3955	2.710
2017	63	0.042	1576	1.042	175	0.116	1.086	15012	9.929	93.053	105	0.069	4102	2.713
2018	63	0.040	1578	1.009	177	0.113	1.079	15182	9.706	92.451	108	0.069	4238	2.709
2019	63	0.039	1578	0.976	179	0.110	1.069	15301	9.465	91.566	111	0.069	4361	2.698
2020	63	0.038	1575	0.944	179	0.107	1.055	15367	9.208	90.401	114	0.068	4472	2.680
2021	63	0.037	1572	0.916	180	0.105	1.070	15447	9.003	91.712	118	0.069	4608	2.686
2022	63	0.036	1566	0.888	181	0.102	1.082	15465	8.774	92.680	121	0.069	4728	2.682
2023	62	0.034	1557	0.860	180	0.099	1.089	15421	8.521	93.284	123	0.068	4832	2.670
2024	62	0.033	1544	0.832	179	0.096	1.091	15312	8.247	93.505	126	0.068	4919	2.649

Table H-4 (Part 2). Estimated health burden from PM_{2.5} under Scenario 1

Year	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs per 1000 capita	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5}	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5} per 1000 Capita	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5}	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5} per 1000 Capita
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	625	0.444	13929	9.898	667	0.474	15329	10.893	89	0.063	5114	3.634
2016	644	0.441	14337	9.823	672	0.460	15442	10.580	87	0.060	5042	3.455
2017	661	0.437	14728	9.741	676	0.447	15543	10.281	86	0.057	4967	3.285
2018	678	0.433	15098	9.653	680	0.435	15630	9.993	85	0.054	4888	3.125
2019	694	0.429	15448	9.556	683	0.423	15701	9.713	83	0.052	4804	2.972
2020	708	0.424	15775	9.453	685	0.411	15754	9.441	82	0.049	4717	2.826
2021	723	0.422	16112	9.391	687	0.401	15796	9.207	79	0.046	4570	2.663
2022	737	0.418	16422	9.317	688	0.390	15815	8.972	77	0.043	4420	2.508
2023	750	0.414	16703	9.230	688	0.380	15807	8.735	74	0.041	4268	2.358
2024	761	0.410	16951	9.130	686	0.370	15769	8.493	71	0.038	4112	2.215

Table H-5 (Part 1). Estimated health burden from PM_{2.5} under Scenario 2

Year	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5}	Trachea, Bronchus, Lung Cancers DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5} per 1000 capita	Lower Respiratory Infections Deaths (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5}	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5} per 1000 capita	Lower Respiratory Infections DALYs (0-4) from PM _{2.5} per 1000 children	COPD Deaths from PM _{2.5}	COPD Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	COPD DALYs from PM _{2.5}	COPD DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita
2014	62	0.046	1555	1.147	166	0.122	1.119	14214	10.489	95.901	93	0.068	3625	2.675
2015	61	0.043	1526	1.084	165	0.117	1.058	14096	10.017	90.622	95	0.067	3707	2.635
2016	60	0.041	1490	1.021	161	0.111	1.019	13835	9.479	87.321	96	0.066	3758	2.575
2017	58	0.038	1446	0.956	157	0.104	0.971	13423	8.879	83.207	97	0.064	3777	2.498
2018	56	0.036	1394	0.891	150	0.096	0.914	12853	8.217	78.269	96	0.061	3760	2.404
2019	53	0.033	1333	0.825	141	0.087	0.846	12118	7.496	72.519	95	0.059	3704	2.291
2020	51	0.030	1263	0.757	131	0.078	0.770	11221	6.724	66.012	92	0.055	3603	2.159
2021	47	0.028	1185	0.690	119	0.070	0.708	10220	5.957	60.679	89	0.052	3481	2.029
2022	44	0.025	1094	0.621	106	0.060	0.635	9084	5.153	54.436	84	0.048	3296	1.870
2023	40	0.022	992	0.548	92	0.051	0.555	7860	4.343	47.545	78	0.043	3037	1.678
2024	35	0.019	875	0.471	77	0.042	0.472	6619	3.565	40.424	69	0.037	2692	1.450

Table H-5 (Part 2). Estimated health burden from PM_{2.5} under Scenario 2

Year	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD Deaths (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5}	IHD DALYs (Ischemic Heart Disease) from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke Deaths from PM _{2.5} per 1000 capita	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5}	Ischemic Stroke, Hemorrhagic and other non-ischemic stroke DALYs from PM _{2.5} per 1000 capita	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5}	Tuberculosis Deaths from PM _{2.5} per 1000 Capita	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5}	Tuberculosis DALYs from PM _{2.5} per 1000 Capita
2014	606	0.447	13501	9.963	662	0.488	15204	11.219	90	0.066	5185	3.826
2015	618	0.439	13755	9.774	661	0.470	15192	10.796	87	0.062	5016	3.565
2016	626	0.429	13949	9.557	658	0.451	15127	10.364	84	0.057	4834	3.312
2017	632	0.418	14076	9.311	652	0.432	14994	9.918	80	0.053	4631	3.063
2018	634	0.405	14124	9.030	643	0.411	14772	9.444	76	0.049	4404	2.816
2019	632	0.391	14076	8.708	628	0.388	14430	8.927	72	0.045	4151	2.568
2020	625	0.374	13911	8.336	606	0.363	13924	8.344	67	0.040	3864	2.316
2021	612	0.357	13629	7.943	574	0.335	13193	7.690	61	0.035	3498	2.039
2022	591	0.335	13156	7.464	528	0.299	12125	6.879	54	0.030	3095	1.756
2023	558	0.308	12432	6.870	460	0.254	10561	5.836	46	0.025	2645	1.462
2024	510	0.275	11364	6.121	360	0.194	8280	4.460	37	0.020	2139	1.152

Works Cited

- Allen RW, Adar SD, Avol E, Cohen M, Curl CL, Larson T, et al. 2012. Modeling the residential infiltration of outdoor PM_{2.5} in the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis and Air Pollution (MESA Air). *Environ. Health Perspect.* 122:824–830; doi:10.1289/ehp.1104447.
- Baigalmaa D, Nishimura A, Ito K. 2006. Smoking cessation rate 12 months after a group counseling program in Mongolia. *Asian Pac. J. Cancer Prev.* 7: 399–402.
- Burnett RT, Pope CA, Ezzati M, Olives C, Lim S, Mehta S, et al. 2014. An integrated risk function for estimating the Global Burden of Disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ. Health Perspect.* 122:397–403; doi:10.1289/ehp.1307049.
- Cameron T, Ostro B. 2004. Advisory Council on Clean Air Compliance Analysis response to agency request on cessation lag - letter to the United States Environmental Protection Agency.
- Chilkhaasuren B, Baasankhuu B. 2010. Population and economic activities of Ulaanbaatar. 1–14.
- Cowlin S, Kaufmann R, Edwards R, Smith K. 2005. Impact of Improved Stoves on Indoor Air Quality in Ulaanbaatar, Mongolia.
- Desai MA, Smith KR, Prüss-Üstün A, Campbell-Lendrum D, Corvalán C, Woodward A. 2004. Indoor smoke from solid fuels: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels.
- Dockery DW, Spengler JD, Harriman K. 1981. Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles. *Atmos. Environ.* 15:335–343; doi:10.1016/0004-6981(81)90036-6.
- Doll R, Peto R, Boreham J, Sutherland I. 2004. Mortality in relation to smoking: 50 years' observations on male British doctors. *BMJ* 328:1519; doi:10.1136/bmj.38142.554479.AE.
- Draxler RR. 1999. HYSPLIT4 user's guide. NOAA Tech. Memo (ERL ARL-230).
- Draxler RR, Hess GD. 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modeling system of trajectories, dispersion, and deposition. *Aust. Meteorol. Mag.* 295–308.
- Draxler RR, Hess GD. 1997. Description of the HYSPLIT_4 modeling system. NOAA Tech. Memo (ERL ARL-224).
- Guttikunda SK, Lodoysamba S, Bulgansaikhan B, Dashdondog B. 2013. Particulate pollution in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Qual. Atmos. Heal.* 6:589–601; doi:10.1007/s11869-013-0198-7.
- Hänninen OO, Lebre E, Ilacqua V, Katsouyanni K, Künzli N, Srám RJ, et al. 2004. Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmos. Environ.* 38:6411–6423; doi:10.1016/j.atmosenv.2004.07.015.

- Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME). 2014. Global Burden of Disease data visualization. Available: <http://www.healthmetricsandevaluation.org/tools/data-visualizations> [accessed 10 April 2014].
- Institute for Health Metrics & Evaluation (IHME). 2013. Mongolia Global Burden of Disease Study 2010 (GBD 2010) results 1990-2010.
- Jantunen MJ, Katsouyanni K, Lebret E, Maroni M, Saarela K, Zmirou D. 1998. Final Report: Air pollution exposures in European cities: the EXPOLIS study.
- Japan International Cooperation Agency (JICA). 2013. Capacity Development Project for Air Pollution Control in Ulaanbaatar City Mongolia, Final Report.
- Kakchapati S, Yotthanoo S, Choonpradup C. 2010. Modeling tuberculosis incidence in Nepal. *Asian Biomed.* 4: 355–360.
- Lakshmi PVM, Viridi NK, Thakur JS, Smith KR, Bates MN, Kumar R. 2012. Biomass fuel and risk of tuberculosis: a case-control study from Northern India. *J. Epidemiol. Community Health* 66:457–61; doi:10.1136/jech.2010.115840.
- Lim SS, Vos T, Flaxman AD, Danaei G, Shibuya K, Adair-Rohani H, et al. 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet* 380:2224–60; doi:10.1016/S0140-6736(12)61766-8.
- Long CM, Suh HH, Catalano PJ, Koutrakis P. 2001. Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior. *Environ. Sci. Technol.* 35:2089–2099; doi:10.1021/es001477d.
- Lozano R, Naghavi M, Foreman K, Lim S, Shibuya K, Aboyans V, et al. 2012. Global and regional mortality from 235 causes of death for 20 age groups in 1990 and 2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet* 380:2095–128; doi:10.1016/S0140-6736(12)61728-0.
- Mendsaikhan S, Gerelt-Od G, Erdenesuren B, Ganbat B, Bajikhuu K, Oidovdanzan R. 2011. Mongolian Statistical Yearbook 2010.
- Murray CJL, Ezzati M, Flaxman AD, Lim S, Lozano R, Michaud C, et al. 2012. The Global Burden of Disease Study 2010: design, definitions, and metrics. *Lancet* 380:2063–6; doi:10.1016/S0140-6736(12)61899-6.
- National Statistics Office of Mongolia (NSOM). 2007. Mongolian Statistical Yearbook 2006.
- National Statistics Office of Mongolia (NSOM). 2012. The 2010 population and housing census of Mongolia.
- Pillarsetti A, Hanning C, Smith KR. 2013. Presentation to the Global Alliance for Clean Cookstoves, September 25: An overview of HAPIT: Household Air Pollution Intervention Tool. Estimating the health benefits of scaling up clean cooking technologies.
- Schmidt M, Lipson H. 2013. Eureka (Version 0.99.6 beta) [Software].

- Sherman MH. 1987. Estimation of infiltration from leakage and climate indicators. *Energy Build.* 10:81–86; doi:10.1016/0378-7788(87)90008-9.
- Smith KR, Bruce N, Balakrishnan K, Adair-rohani H, Balmes J, Dherani M, et al. 2014. Millions dead : how do we know and what does It mean? Methods used in the Comparative Risk Assessment of household air pollution. *Am. Rev. Public Heal.* 35: 185-206.
- Social Impact (SI). 2013a. Impact evaluation final results report - MCA Mongolia Energy and Environment Project Energy Efficient Stove Subsidy Program (not yet finalized).
- Social Impact (SI). 2013b. Presentation, September 27: Preliminary impact evaluation results from the MCA Mongolia Energy and Environment Program (EEP) stove subsidy project.
- Stapleton J, West R. 2012. A direct method and ICER tables for the estimation of the cost-effectiveness of smoking cessation interventions in general populations: application to a new cytosine trial and other examples. *Nicotine Tob. Res.* 14:463–71; doi:10.1093/ntr/ntr236.
- Statistics Department of Ulaanbaatar. 2013. Population and Household Census 2012.
- Ulaanbaatar Clean Air Project (UB CAP). 2012. Ulaanbaatar Clean Air Project: Air quality mitigation in central UB component: Ulaanbaatar district heating supply in improvement feasibility study, terms of reference.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA): Population Division. 2013. World Population Prospects The 2012 Revision Volume I : Comprehensive Tables. I.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1995. User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volumes I and II (EPA 454/B-95/003a).
- Williams R, Suggs J, Rea A, Sheldon L, Rodes C, Thornburg J. 2003. The Research Triangle Park particulate matter panel study : modeling ambient source contribution to personal and residential PM mass concentrations. *Atmos. Environ.* 37:5365–5378; doi:10.1016/j.atmosenv.2003.09.010.
- World Health Organization (WHO). 2010. Mongolian steps survey on the prevalence of noncommunicable disease and injury risk factors.