

ภาคผนวก 9
มาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อมที่เกี่ยวข้อง



9.1 มาตรฐานคุณภาพอากาศ



ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป

พ.ศ. ๒๕๖๙

โดยที่เป็นการสมควรปรับปรุงการกำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป ให้เหมาะสมตามความก้าวหน้าในทางวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และความเปลี่ยนแปลงทางเศรษฐกิจ และสังคมของประเทศ เพื่อเป็นเกณฑ์ทั่วไปสำหรับการส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อม ตามพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕

อาศัยอำนาจตามความในมาตรา ๓๒ (๔) และมาตรา ๓๔ แห่งพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ และตามคำสั่งสำนักนายกรัฐมนตรี ที่ ๓๐๒/๒๕๖๘ ลงวันที่ ๒๔ กันยายน พ.ศ. ๒๕๖๘ เรื่อง มอบหมายและมอบอำนาจให้รองนายกรัฐมนตรี และรัฐมนตรีประจำสำนักนายกรัฐมนตรี ปฏิบัติหน้าที่ประธานกรรมการ และมอบหมายให้รองนายกรัฐมนตรี และรัฐมนตรีประจำสำนักนายกรัฐมนตรีปฏิบัติหน้าที่ประธานกรรมการ รองประธานกรรมการ และกรรมการในคณะกรรมการต่าง ๆ ตามกฎหมาย และระเบียบสำนักนายกรัฐมนตรี ประกอบกับมติคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ในการประชุมครั้งที่ ๕/๒๕๖๘ เมื่อวันที่ ๑๕ ตุลาคม พ.ศ. ๒๕๖๘ จึงออกประกาศไว้ ดังต่อไปนี้

ข้อ ๑ ให้ยกเลิก

๑.๑ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๑๐ (พ.ศ. ๒๕๓๘) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป ลงวันที่ ๑๗ เมษายน พ.ศ. ๒๕๓๘

๑.๒ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๑๒ (พ.ศ. ๒๕๓๘) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ เรื่อง กำหนดมาตรฐานค่าก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ในบรรยากาศโดยทั่วไป ในเวลา ๑ ชั่วโมง ลงวันที่ ๒๖ มิถุนายน พ.ศ. ๒๕๓๘

๑.๓ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๒๑ (พ.ศ. ๒๕๔๔) ออกตามความในพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ เรื่อง กำหนดมาตรฐานค่าก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ในบรรยากาศโดยทั่วไป ในเวลา ๑ ชั่วโมง ลงวันที่ ๙ เมษายน พ.ศ. ๒๕๔๔

๑.๔ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๒๔ (พ.ศ. ๒๕๔๗) เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป ลงวันที่ ๙ สิงหาคม พ.ศ. ๒๕๔๗

๑.๕ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๒๘ (พ.ศ. ๒๕๕๐) เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไป ลงวันที่ ๑๐ เมษายน พ.ศ. ๒๕๕๐

๑.๖ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๓๓ (พ.ศ. ๒๕๕๒) เรื่อง กำหนดมาตรฐานค่าก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ในบรรยากาศโดยทั่วไป ลงวันที่ ๑๗ มิถุนายน พ.ศ. ๒๕๕๒

๑.๗ ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ เรื่อง กำหนดมาตรฐานฝุ่นละออง ขนาดไม่เกิน ๒.๕ ไมครอน ในบรรยากาศโดยทั่วไป ลงวันที่ ๒๓ มิถุนายน พ.ศ. ๒๕๖๕

ข้อ ๒ กำหนดค่ามาตรฐานคุณภาพอากาศในบรรยากาศโดยทั่วไปไว้ ดังนี้

๒.๑ ก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์

(๑) ค่าเฉลี่ยของก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ในเวลา ๑ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๑๐๐ ส่วนในพันล้านส่วน

(๒) ค่าเฉลี่ยของก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๕๐ ส่วนในพันล้านส่วน

๒.๒ ก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์

(๑) ค่าเฉลี่ยของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ ในเวลา ๑ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๑๒๐ ส่วนในพันล้านส่วน

(๒) ค่าเฉลี่ยของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ในเวลา ๑ ปี จะต้องไม่เกิน ๓๐ ส่วนในพันล้านส่วน

๒.๓ ก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์

(๑) ค่าเฉลี่ยของก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ ในเวลา ๑ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๓๐ ส่วนในล้านส่วน

(๒) ค่าเฉลี่ยของก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ ในเวลา ๘ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๙ ส่วนในล้านส่วน

๒.๔ ก๊าซโอโซน

(๑) ค่าเฉลี่ยของก๊าซโอโซน ในเวลา ๑ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๑๐๐ ส่วนในพันล้านส่วน

(๒) ค่าเฉลี่ยของก๊าซโอโซน ในเวลา ๘ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๗๐ ส่วนในพันล้านส่วน

๒.๕ ฝุ่นรวมหรือฝุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐๐ ไมครอน

(๑) ค่าเฉลี่ยของฝุ่นรวมหรือฝุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐๐ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๒๐๐ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

(๒) ค่าเฉลี่ยของฝุ่นรวมหรือฝุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐๐ ไมครอน ในเวลา ๑ ปี จะต้องไม่เกิน ๘๐ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

๒.๖ ผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐ ไมครอน

(๑) ค่าเฉลี่ยของผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๑๐๐ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

(๒) ค่าเฉลี่ยของผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐ ไมครอน ในเวลา ๑ ปี จะต้องไม่เกิน ๕๐ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

๒.๗ ผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๒.๕ ไมครอน

(๑) ค่าเฉลี่ยของผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๒.๕ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง จะต้องไม่เกิน ๓๗.๕ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

(๒) ค่าเฉลี่ยของผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๒.๕ ไมครอน ในเวลา ๑ ปี จะต้องไม่เกิน ๑๕ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

๒.๘ สารตะกั่ว ค่าเฉลี่ยของสารตะกั่ว ในเวลา ๑ เดือน จะต้องไม่เกิน ๑ ไมโครกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

ข้อ ๓ วิธีการตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศ ดังนี้

๓.๑ ค่าเฉลี่ยของก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ในเวลา ๑ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยในเวลา ๒๔ ชั่วโมง ให้ใช้วิธีพาราโรซานิลิน (Pararosaniline) หรือวิธีอัลตราไวโอเลต ฟลูออเรสเซน (Ultraviolet Fluorescence)

๓.๒ ค่าเฉลี่ยของก๊าซไนโตรเจนไดออกไซด์ในเวลา ๑ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยในเวลา ๑ ปี ให้ใช้วิธีเคมีลูมิเนสเซน (Chemiluminescence) หรือวิธีคาวิตี แอทเทนนูเอเต็ด เฟสชิฟ สเปกโทรสโกปี (Cavity Attenuated Phase Shift Spectroscopy : CAPS)

๓.๓ ค่าเฉลี่ยของก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ในเวลา ๑ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยในเวลา ๘ ชั่วโมง ให้ใช้วิธีนินดีสเปอร์ซีฟ อินฟราเรด ดีเทคชัน (Non-dispersive Infrared Detection) หรือวิธีนินดีสเปอร์ซีฟ อินฟราเรด ดีเทคชัน ก๊าซฟิลเตอร์คอรีเลชัน (Non-dispersive Infrared Detection Gas Filter Correlation)

๓.๔ ค่าเฉลี่ยของก๊าซโอโซนในเวลา ๑ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยของก๊าซโอโซนในเวลา ๘ ชั่วโมง ให้ใช้วิธีเคมีลูมิเนสเซน (Chemiluminescence) หรือวิธีอัลตราไวโอเลต แอ็บซอร์ปชัน โฟโตเมตริก (Ultraviolet Absorption Photometry)

๓.๕ ค่าเฉลี่ยของฝุ่นรวมหรือผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐๐ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ย ในเวลา ๑ ปี ให้ใช้วิธีตรวจวัดอ้างอิง คือวิธีกราวิเมตริก (Gravimetric)

๓.๖ ค่าเฉลี่ยของผุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๑๐ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยในเวลา ๑ ปี ให้ใช้วิธีตรวจวัดอ้างอิง คือวิธีกราวิเมตริก (Gravimetric) หรือวิธีตรวจวัดเทียบเท่า ได้แก่ วิธีเบต้าเรดิเอชัน แอทเทนนูเอชัน (Beta Radiation Attenuation) วิธีเทปเปอร์ อิลลิเมนต์ ออสซิลเลติง ไมโครบาลานซ์ (Tapered Element Oscillating Microbalance : TEOM)

วิธีการกระเจิงของแสง (Light Scattering) และวิธีเก็บตัวอย่างด้วยเครื่องเก็บตัวอย่างอากาศแบบไดโคโทมัส (Dichotomous Air Sampler)

๓.๗ ค่าเฉลี่ยของฝุ่นละอองขนาดไม่เกิน ๒.๕ ไมครอน ในเวลา ๒๔ ชั่วโมง หรือค่าเฉลี่ยในเวลา ๑ ปี ให้ใช้วิธีตรวจวัดอ้างอิง คือวิธีกราวิเมตริก (Gravimetric) หรือวิธีตรวจวัดเทียบเท่า ได้แก่ วิธีเบต้า เรดิเอชัน แอทเทนนูเอชัน (Beta Radiation Attenuation) วิธีเทปเปอร์ อิลลิเมนต์ ออสซิลเลตติ้ง ไมโครบาลานซ์ (Tapered Element Oscillating Microbalance : TEOM) วิธีการกระเจิงของแสง (Light Scattering) และวิธีเก็บตัวอย่างด้วยเครื่องเก็บตัวอย่างอากาศแบบไดโคโทมัส (Dichotomous Air Sampler)

๓.๘ ค่าเฉลี่ยของสารตะกั่ว ในเวลา ๑ เดือน ให้ใช้วิธีอะตอมมิก แอ็บซอร์ปชัน สเปกโตรมิเตอร์ (Atomic Absorption Spectrometer)

ข้อ ๔ วิธีการตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศตามข้อ ๓ ให้ใช้วิธีตรวจวัดอ้างอิง หรือวิธีตรวจวัดเทียบเท่า ตามที่องค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (United States Environmental Protection Agency : US EPA) หรือมาตรฐานของสหภาพยุโรป (European Union : EU) กำหนด หรือวิธีอื่นตามที่อธิบดีกรมควบคุมมลพิษประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ข้อ ๕ การตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศให้ดำเนินการ ดังนี้

๕.๑ การตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศในข้อ ๓.๑ ถึงข้อ ๓.๔ ให้ทำในบรรยากาศโดยทั่วไป และต้องสูงจากพื้นดินอย่างน้อย ๓ เมตร แต่ไม่เกิน ๖ เมตร ตามวัตถุประสงค์ของการตรวจวัด การคำนวณค่าความเข้มข้นของสารมลพิษทางอากาศให้เทียบที่อุณหภูมิ ๒๕ องศาเซลเซียส และความดัน ๑ บรรยากาศ

๕.๒ การตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศในข้อ ๓.๕ ข้อ ๓.๖ และข้อ ๓.๘ ให้ทำในบรรยากาศโดยทั่วไป และต้องสูงจากพื้นดินอย่างน้อย ๑.๕๐ เมตร แต่ไม่เกิน ๖ เมตร ตามวัตถุประสงค์ของการตรวจวัด การคำนวณค่าความเข้มข้นของสารมลพิษทางอากาศให้เทียบที่อุณหภูมิ ๒๕ องศาเซลเซียส และความดัน ๑ บรรยากาศ

๕.๓ การตรวจวัดค่าเฉลี่ยของสารมลพิษทางอากาศในข้อ ๓.๗ ให้ทำในบรรยากาศโดยทั่วไป และต้องสูงจากพื้นดินอย่างน้อย ๑.๕๐ เมตร แต่ไม่เกิน ๑๕ เมตร ตามวัตถุประสงค์ของการตรวจวัด การคำนวณค่าความเข้มข้นของสารมลพิษทางอากาศให้เทียบที่อุณหภูมิและความดันบรรยากาศสถานะจริง

ข้อ ๖ การคำนวณค่าความเข้มข้นของสารมลพิษทางอากาศตามข้อ ๕ ต้องมีความครบถ้วน สมบูรณ์ของข้อมูล ไม่น้อยกว่าร้อยละ ๗๕

ข้อ ๗ การกำหนดดัชนีคุณภาพอากาศของประเทศไทยสำหรับสารมลพิษทางอากาศตามประกาศนี้ ให้เป็นไปตามหลักเกณฑ์ วิธีการ และเงื่อนไข ที่อธิบดีกรมควบคุมมลพิษประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ข้อ ๘ ประกาศนี้ให้ใช้บังคับนับแต่วันถัดจากวันประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ประกาศ ณ วันที่ ๖ มกราคม พ.ศ. ๒๕๖๙

สุชาติ ชมกลิ่น

รองนายกรัฐมนตรี

ประธานกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

เกณฑ์ความเข้มข้นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในเขตเมืองกรุงโรม
ประเทศอิตาลี โดย I. Pigliautile, et al.

Article

Investigation of CO₂ Variation and Mapping Through Wearable Sensing Techniques for Measuring Pedestrians' Exposure in Urban Areas

Ilaria Pigliautile ¹, Guido Marseglia ^{1,2} and Anna Laura Pisello ^{1,3,*} ¹ CIRIAF, University of Perugia, 06125 Perugia, Italy; pigliautile@crbnet.it² Research Department, Link Campus University of Rome, 00165 Rome, Italy; g.marseglia@unilink.it³ Department of Engineering, University of Perugia, 06125 Perugia, Italy

* Correspondence: anna.pisello@unipg.it; Tel.: +39-075-585-3563

Received: 6 February 2020; Accepted: 6 May 2020; Published: 11 May 2020



Abstract: Citizens' wellbeing is mainly threatened by poor air quality and local overheating due to human-activity concentration and land-cover/surface modification in urban areas. Peculiar morphology and metabolism of urban areas lead to the well-known urban-heat-island effect, characterized by higher air temperature in cities than in their surroundings. The environmental mapping of the urban outdoors at the pedestrian height could be a key tool to identify risky areas for humans in terms of both poor-air-quality exposure and thermal comfort. This study proposes urban environment investigation through a wearable miniaturized weather station to get the spatial distribution of key parameters according to the citizens' perspective. The innovative system monitors and traces the field values of carbon dioxide (CO₂) concentration, such as air temperature and wind-speed values, which have been demonstrated to be related to outdoor wellbeing. The presented monitoring campaign focused on a two-way, two-lane road in Rome (Italy) during traffic rush hours on both working days and weekends. Collected data were analyzed with respect to timing and position, and possible correlations among different variables were examined. Results demonstrated the wearable system capability to catch pedestrian-exposure variability in terms of CO₂ concentration and local overheating due to urban structure, highlighting potentials in the citizens' involvement as observation vectors to extensively monitor urban environmental quality.

Keywords: microclimate; CO₂ monitoring; urban heat island; monitoring; wearable sensing; outdoor comfort

1. Introduction

World urban-population growth and urban built-up expansion are internationally recognized and consolidated trends [1], particularly intense in developing countries [2]. This demographic tendency means that an increasing number of people will live in urban areas where impervious surfaces generally replace natural ground, altering local energy balance [3,4]. Increasing concentration of anthropogenic actions and activities is further responsible for air-quality deterioration and contributes to local overheating [5,6]. In this view, in 2015, the Member States of the United Nations committed to implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development [7], including the economic, social, and environmental fields of sustainable development. The Agenda is based on 17 universal Sustainable Development Goals (SDGs), aimed at reducing inequality and improving living standards all around the globe, and always keeping high attention on sustainability [8]. The urban sustainability concept is thus gaining increasing attention among the scientific community and urban planners, as reported by Shen et al. [9]. Within this framework, governments have to promote urgent actions to fight climate

change and its impact on humans' life quality and well-being, and the improvement of urban air quality is a key point in achieving the proposed SDGs [10–14].

Regarding the pollutant emissions, some research has underlined that transport (including the movement of people and goods by cars, trucks, trains, ships, airplanes, and other vehicles) is one of the main sectors for the emission of the Greenhouse Gases (GHGs) [15]. Garceau [16] demonstrated, through long-term monitoring of air pollutants, that introduction of roundabouts allowed decreasing PM_{2.5} concentrations up to 40% in the case study of Kneen, New Hampshire (USA). The municipality of Potsdam (Germany) introduced specific traffic-reducing measures in 2017, and Schmitz et al. [17] investigated the public acceptance of the implemented actions by means of questionnaire submission. The study highlighted that individual awareness of the air-quality problem was the most important predictor of community support. Moreover, the European Commission has defined an important CO₂ vehicle-emission-reduction project, setting the limit value for the New European Driving Cycle (NEDC) of 95 g/km of CO₂ to be reached before 2021 [18].

Urban areas, and thus citizens, are particularly vulnerable to pollutant exposure since the urban form alters wind patterns, producing wind-calm or vortex zones [19], and pollutant sources are mainly concentrated in urbanized areas, such as vehicular traffic, industrial activities, heating systems, and commercial areas. Thanks to rising awareness and recent emission-reduction standards, important improvements have been achieved worldwide in terms of air quality, but pollutant-concentration limit values still exceed the Air-Quality Standards' threshold values in several cities [20–23]. These standards mainly focus on PM₁₀, PM_{2.5}, NO_x, and SO_x concentration monitoring, while CO₂ is not commonly mentioned as a pollutant since it is harmful to human beings only at very high concentration levels, that is, equal to or above 2%, as specified by Langford [24]. Nevertheless, high CO₂ emissions cause severe damage to human health [25–27], and variations of its concentration levels below the urban canopy could represent the existence of punctual anthropogenic sources which may be threatening the environmental quality of the outdoors. Accordingly, CO₂ concentration could be assumed as representative of the air quality [28].

Furthermore, cities are affected by the well-known phenomenon of the Urban Heat Island (UHI) [29,30] due to their morphological peculiarities, land surface cover and usage, and lack of greenery [31]. This specific microclimate characteristic mainly occurs in the higher air temperatures detected in the urban areas with respect to rural surroundings, but it also further deteriorates the air quality of urban spaces, altering city photochemistry [32] and affecting atmospheric circulation [33]. The relationship between microclimate features, such as air temperature, solar radiation, wind speed, air pollution, and urban morphology, can be understood through a detailed analysis of the temporal and spatial distribution of the Urban-Heat-Island Intensity (UHII) [34] which numerically expresses the impact on microclimate due to urban environment. High values of UHII compromise citizens' everyday commuting, open-air activities, and dwellers' well-being, in general [35,36].

Zhang et al. [37] considered a diagnostic methodology to evaluate the UHI effect in Xi'an, a Chinese city. They proposed a model to estimate the maximum UHI intensity on the basis of real meteorology data of a rural station, analyzing the link between UHI and the city morphology. Pakarnseree et al. [38] highlighted the importance of considering, in buildings, such physical features as the Water Surface Ratio (WSR), Street Surface Ratio (SSR), Park Surface Ratio (PSR), Building Coverage Ratio (BCR), and Floor Area Ratio (FAR) that strongly influence the presence of the UHI issue in the Bangkok area. Li et al. [39] underlined the interaction between the UHI and the Urban Pollution Island (UPI) by analyzing their effects on the environment during summer in Berlin, focusing on various risky aspects that made citizens more vulnerable during hotter seasons. Rizvi et al. [40] showed the existence of UHI in a city in the Pakistan zone and analyzed the effects of its interaction with Heat Waves (HWs) which are foreseen to be more intense and frequent in the next decades due to climate change [41]. The sensitivity of the existing synergy between HWs and UHI was investigated through climate modelling by Zhao et al. in [42], even in future climate scenarios. The relationship between microclimate parameters in urban zones and the effects of global warming were analyzed by Sun et al. [43]. Gu and

Li [44] evaluated the impact of precipitation on the intensity of UHI in the continental United States at microclimate scales. Jato-Espino [45] analyzed the impact of UHI in the Mediterranean area by means of statistical analysis, considering the value of the daily thermal fluctuations.

The common practice of urban environmental monitoring is conducted by means of fixed monitoring-station networks [46,47] properly designed in order to optimize monitoring costs, that is, the instruments, installation and maintenance, and spatial coverage [48]. Nevertheless, the high heterogeneity of city landscapes leads to highly granular microclimatic conditions which could not be detected by those networks due to their dimensions [49]. Furthermore, weather stations are generally located above roof levels, and such position does not allow to catch the pedestrians' perspective in the urban environment, losing information for an accurate evaluation of citizens' life quality and well-being. Spatial distribution of anthropogenic activities, which could be assumed as punctual or linear sources of pollutants, produces different air quality levels at the pedestrian height throughout cities [50] that could not be highlighted from common station networks either.

Therefore, experimental data collection below the urban canopy is fundamental to map the urban environment in terms of site-specific microclimate conditions and air-quality personal exposure. To guarantee citizens' health and security, the current challenge is to study more and more sophisticated monitoring systems and methods for real-time evaluation of the urban-microclimate spatial pattern.

Nowadays, the scientific community is moving in this direction, focusing on collecting environmental data at a high spatial resolution, taking advantage of advances in technology and communication sectors [51–53]. Dominguez et al. [54] developed a cloud platform to integrate different typologies of environmental-sensor networks with a sensor web providing urban air and noise pollution data to common citizens. Pedestrians can thus decide how to move around the city on the basis of pollutant spatial distribution, as proposed by Dhingra et al.'s IoT-Mobair application [55].

Considering this scenario, the current work moved from previous contributions of the authors [56–58] to further investigate monitoring potentials of an experimental innovative system in terms of urban CO₂-level mapping. In particular, CO₂ concentration was assumed as an indicator of existing anthropogenic activities in the investigated area [59] that may affect the environmental quality at the pedestrian height which cannot be highlighted by common fixed monitoring stations. Taking advantage of the improvements in wearable sensing techniques [60], pedestrians became predominant observational vectors allowing to accomplish a twofold aim: (i) to increase monitoring network coverage, and (ii) to focus data collection on humans exposed to urban environmental conditions. In particular, the developed system was a miniaturized weather station which could be settled on a common bike helmet due to its small size and light weight. The adoption of a wearable sensing technique also allowed to monitor the quality of the urban environment across areas which were not approachable by vehicles that were the most common observation vectors. Moreover, the monitoring perspective was that of the pedestrian, thus data collected through this method were strictly related to the real perception of dwellers living in the outdoor spaces of the city. As the key research progress with respect to previous works, here the focus was also on CO₂-concentration mapping through wearable sensing techniques, which are considered to be an innovative tool for identifying air quality as specifically perceived by pedestrians in dense and polluted urban areas [61]. In addition, CO₂ concentration, even at a very local scale, may be correlated to an increase in premature mortality. CO₂ local increase in concentration was indeed correlated to an increase in ozone concentration and particulate matter. In this view, even more importantly, specific granular, localized CO₂-concentration-mitigation strategies may also be helpful in reducing local air-pollution mortality, even if CO₂ is not specifically controlled in adjacent regions [62].

The experimental set-up with the basic information on the prototype design, embedded sensors accuracy and system recording mode, and a description of the planned monitoring for the CO₂ concentration analysis across the case study area are presented in Section 2. The monitoring system was tested by planning a monitoring campaign focused on the limited area of Rome (Italy) which is described in Section 3. Finally, the obtained monitoring results are discussed, showing detected CO₂

spatial distribution and pointing out correlations among the monitored gas particles, other collected environmental parameters, and site-specific characteristics.

2. Material and Methods

The experimental campaign focused on a heavy-traffic urban road which was monitored during peak rush hours, i.e., around 9:30 a.m. and 6:30 p.m., by means of a miniaturized weather station settled on a common bike helmet. The observer was always the same person throughout the whole monitoring campaign, thus the worn station was always at the same height, i.e., sensors platform was at about 180 cm in height, and the walking speed was kept constant as much as possible going along the selected road from A to B and backward. The designed monitoring system and the planned monitoring campaign are described in the following subsections.

2.1. Monitoring System

The monitoring system was a miniaturized weather station specifically designed in order to be worn by pedestrians or city bikers and thus to catch the perspective of these weak categories within the urban environment. The system monitored the main environmental parameters such as air temperature, relative humidity, wind speed and direction, solar radiation, illuminance level, and CO₂ concentration. Table 1 reports technical specifications of the embedded sensors in terms of data accuracy which was acceptable considering the small size of the whole system.

Table 1. Technical specifics of the embedded sensors.

Monitored Parameter	Technical Specifications
Air Temperature (Ta) [°C]	Operation range: $-40 < T_a < +85^{\circ}\text{C}$ Absolute accuracy: $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ at 25°C
Relative Humidity (RH) [%]	Absolute tolerance: $\pm 3\%$
Atmospheric Pressure (Pa) [hPa]	Operation range: $300 < P_a < 1100 \text{ hPa}$ Sensitivity error: $\pm 0.25\%$
Global Solar Radiation (SR) [W/m^2]	Spectral range: $360 < \text{SR} < 1120 \text{ nm}$ Calibration uncertainty: $\pm 5\%$
Lighting (E) [lux]	Spectral error: 2.3%
Wind Speed (ws) [m/s]	Operational range: $0.25 < E < 40 \text{ m/s}$ Resolution: 0.1 m/s Sensitivity: 0.13 m/s
Wind Direction (wd) [deg]	Resolution: 1° Sensitivity: $\pm 1^{\circ}$
CO ₂ Concentration (CO ₂) [ppm]	Accuracy: $\pm 2\%$ full scale at 20°C and 1000 hPa

Data were collected every two seconds, and each observation was associated with GPS coordinates, i.e., latitude, longitude, elevation, and attitude (roll, pitch, and yaw). The GPS horizontal spatial accuracy was 2.5m. The operator communicated with the system through a Wi-Fi access point which was automatically generated by the system when it was switched on. The Wi-Fi connection allows to check data in real time and manage data-recording sessions from a smartphone or other portable device. The authors have already presented the monitoring system validation and its potentials in detecting critical conditions for citizens in terms of thermal comfort in [56,57].

2.2. Monitoring Campaign and Data Analysis

The monitoring campaign aimed to statistically characterize a heavy-traffic urban road in terms of CO₂ concentration according to the pedestrian perspective.

In this view, the designed campaign consisted of several repetitions of the same path in different days in order to compute means and fluctuations of the parameter in the specific area and thus to verify the monitoring system's capability in detecting CO₂ punctual or linear sources, most probably related to intense anthropogenic activities in urban contexts [58]. All the monitoring sessions were carried out

during the same month (March 2019) to avoid a significant effect of collected data fluctuation due to the seasonal cycle of the gas.

In particular, the observer covered the same path from point A to point B and backward along the selected road several times throughout the month, always during traffic rush hours, i.e., around 9:30 a.m. and 6:30 p.m. The presented monitoring campaign comprised 16 continuously monitored transects consisting of eight sessions at 9:30 a.m. and eight sessions at 6:30 p.m.; five out of the 16 conducted sessions concerned weekend days, as summarized in Table 2. In this way, a comparative assessment of the two traffic-dependent conditions was possible.

Table 2. Performed monitoring sessions.

Time	Number of Monitoring Sessions		
	9:30 a.m.	6:30 p.m.	
Weekdays	6	5	11
Weekend days	2	3	5
	8	8	Total: 16

The monitoring repetitions allowed to collect a significant amount of data and to analyze both the background level and the events-related spatial distributions of the analyzed gas. In particular, datasets collected during each monitoring session were analyzed in terms of detected minimum and maximum values, and the average and standard deviation of the data distribution. The same statistical analysis was performed on the whole collected population of data and two data partitions outlined following two different criteria: (i) morning and afternoon campaigns, and (ii) weekdays and weekends.

Finally, correlations between detected CO₂ concentration and other environmental parameters, i.e., air temperature and wind speed, were investigated since possible significant dependencies would support the analysis of the CO₂-level dispersion throughout the monitored area. All the presented data were simultaneously collected by the same wearable station described in the previous section.

3. Case Study

The case study was selected in order to be a relatively “short” transect of the city that could be (i) easily accessible by the researcher wearing the system and (ii) covered in a limited time span in order to avoid time-related fluctuations of the monitored parameters in each single monitoring session. Furthermore, the selected area had to present a clearly defined morphology, i.e., unique orientation and almost-constant aspect ratio, in order to avoid any possible fluctuations of the parameter which could be imputed to different configurations of the crossed area. All the observed variations were thus to be imputed to punctual sources existing in the area or to mutual dependencies among different environmental parameters.

Given the presented constraints, the specific case study was in a moderately polluted area, according to the reports of the Regional Environmental Protection Agency [63], connecting one of the two main railway stations in Rome to one of the functional hubs of the city.

The case study comprised two carriageways, both of two lanes covering a road of 450 meters in length in Rome (Italy) and connecting two squares which were generally congested during traffic rush hours, around 9:30 a.m. and 6:30 p.m. The monitoring path started and finished in the Southern square. The operator covered both the roadsides and a single monitoring session comprising forward and backward routes, i.e., total length of each session of about 900 meters. The walking average speed was 6 km/h, and it ensured a dataset of about 260 observations for each performed session. Figure 1a and b shows the monitored area scheme and the conducted monitoring campaign, respectively.

The monitored road intersected at two points by secondary roads. These were one-way, one-lane streets, and both intersections with the main road under study were regulated by traffic lights. Therefore, it was common to face frequent acceleration and deceleration of traffic speed along the selected road with a consequent increment of vehicle emissions in the area.

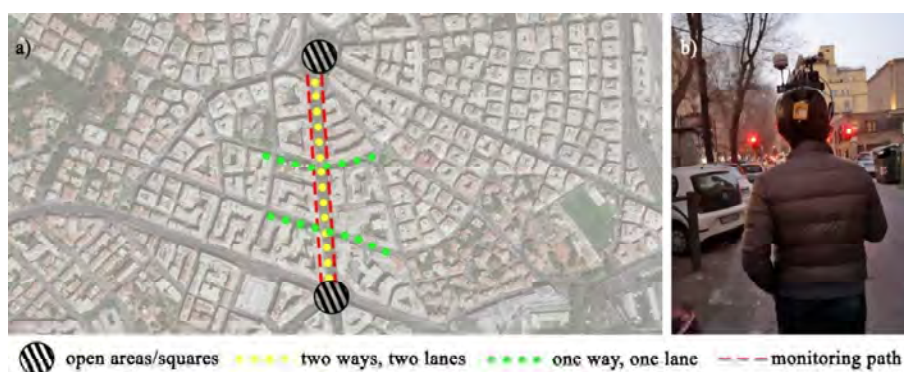


Figure 1. (a) Monitored area scheme; (b) conducted monitoring campaign.

4. Results and Discussion

Human exposure to varying carbon dioxide concentration was investigated in terms of CO₂ geospatial distribution and combining detected pollutant levels with air temperature and wind speed monitored data. In particular, CO₂ concentration analysis was correlated with each specific session of monitoring, day of the week (weekends and working days), timing during the course of the day, and position along the path, with particular attention to crossroads points, which have been demonstrated to exacerbate pedestrians' wellbeing, as showed in previous studies [64]. In detail, Figure 2 shows the spatial distribution of the collected CO₂ concentration along the monitored route for each monitoring session, both forward and backward. Evident massive variability of carbon-dioxide-concentration levels was visualized by means of the proposed techniques. Monitoring sessions 1 and 2 (both tests) and monitoring session 6 in the afternoon refer to weekends showing a relatively weaker anthropogenic pressure, compared to most weekdays. Non-negligible local increase of concentration was focused in specific spots with no clear instant correlation to crossroads (highlighted sections) and in specific peak times, even within the same monitoring round. Results demonstrated how highly detailed and granular data are required to be integrated into classic weather stations' data, since the variability of air-quality related parameters was strongly affected by the local and temporary phenomena, affecting pedestrians' wellbeing.

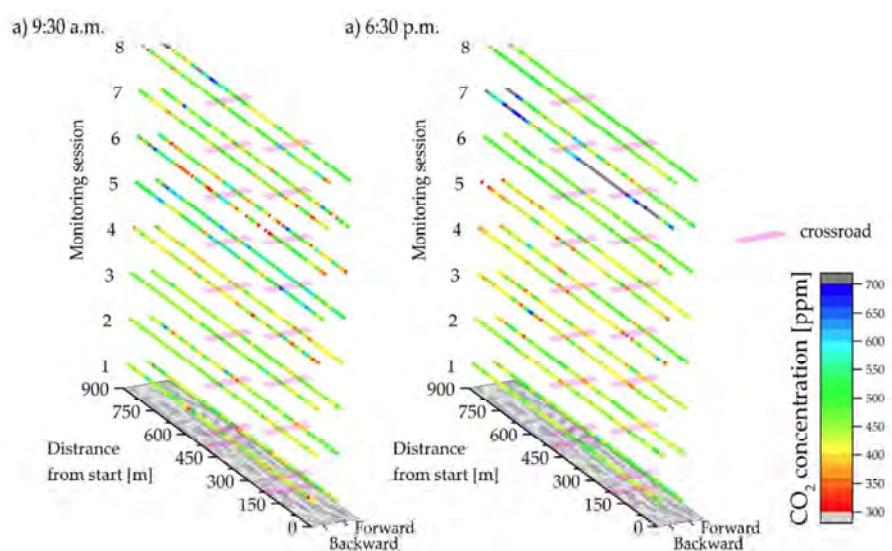


Figure 2. Spatial distribution of CO₂ concentration as collected during the performed monitoring sessions at (a) 9:30 a.m., and (b) 6:30 p.m.

Table 3 shows that the single-session averages throughout the several performed campaigns assumed similar values around 450 ppm, ranging in between a minimum of 419 ppm and a maximum of 592 ppm. Nevertheless, between the total 16 sessions, two of these (session 5 at 9:30 a.m. and session 7 at 6:30 p.m.) were clearly out of the common concentration profile, presenting higher CO₂ concentration baseline, i.e., an average value of 524 and 592 ppm, respectively. This fact can be explained considering that both sessions were monitored during working days when the maximum flux was concentrated at rush hour.

Table 3. Statistical descriptors of datasets collected in each monitoring session.

	Monitoring Session							
9.30 am	1	2	3	4	5	6	7	8
Min [ppm]	290	330	360	260	350	190	160	290
Max [ppm]	620	710	570	600	800	750	700	790
Ave [ppm]	441	445	448	419	524	441	449	479
St. Dev. [ppm]	49	44	27	44	65	95	60	78
6.30 pm	1	2	3	4	5	6	7	8
Min [ppm]	350	300	310	230	260	350	340	390
Max [ppm]	610	540	660	620	560	610	1340	550
Ave [ppm]	458	442	425	430	419	462	592	469
St. Dev. [ppm]	38	35	44	51	41	27	205	27

For a better understanding, correlation to other physical parameters is here discussed.

CO₂ variability (i) in space for the whole 9:30 a.m. and 6:30 p.m. monitoring sessions, and (ii) during every single session are expressed simultaneously by graphs in Figure 3 on the *xz* and *yz* planes, respectively. Moreover, each observation was associated with the collected air temperature (Figure 3a,b) and wind speed (Figure 3c,d) values by color plots. The space variation, along the *x*-axis, is expressed in terms of absolute distance between the specific observation location and the starting point of the monitoring path in meters. Locations of the two crossroads are highlighted on the *xz* planes of the graphs.

The highest peaks of CO₂ were observed during monitoring session 7 at 6:30 p.m. when the collected dataset standard deviation rose up to 205 ppm. The CO₂ peaks were detected in the proximity of the Northern crossroads and at the beginning of the monitoring path, i.e., when the operator was still in the Southern square. Moreover, such CO₂ peaks occurred almost simultaneously with the highest detected air temperatures and low values of wind speed, responsible for buoyancy and stagnation.

The same Figure 3a,b also shows interesting data in terms of air-temperature overheating. An increase in air temperature was registered during the afternoons when a more compact temperature distribution was monitored, imputable to local anthropogenic actions. In fact, morning air temperature was still dependent on weather conditions, which were relatively buffered in the afternoons due to UHI perceived at the pedestrian level. The only exception is the monitoring number 7, when both the morning and the afternoon sessions showed comparable values with an average temperature of 18.2 °C and 17.7 °C, respectively. This condition could be imputed to hotter conditions experienced during the day, able to dominate the local UHI effect.

Figure 4 shows the CO₂ concentration with respect to both air temperature (Figure 4a) and wind speed (Figure 4b), considering the whole collected data to better underline possible existing correlations among the presented data. The CO₂ dispersion fluctuated around the average value, i.e., 459 ppm, representative of the monitored area level of pollution. CO₂ values above 1000 ppm were observed only for air temperatures between 17.6 °C and 19.0 °C and wind speed below 1.3 m/s, suggesting the occurrence of air stagnation.

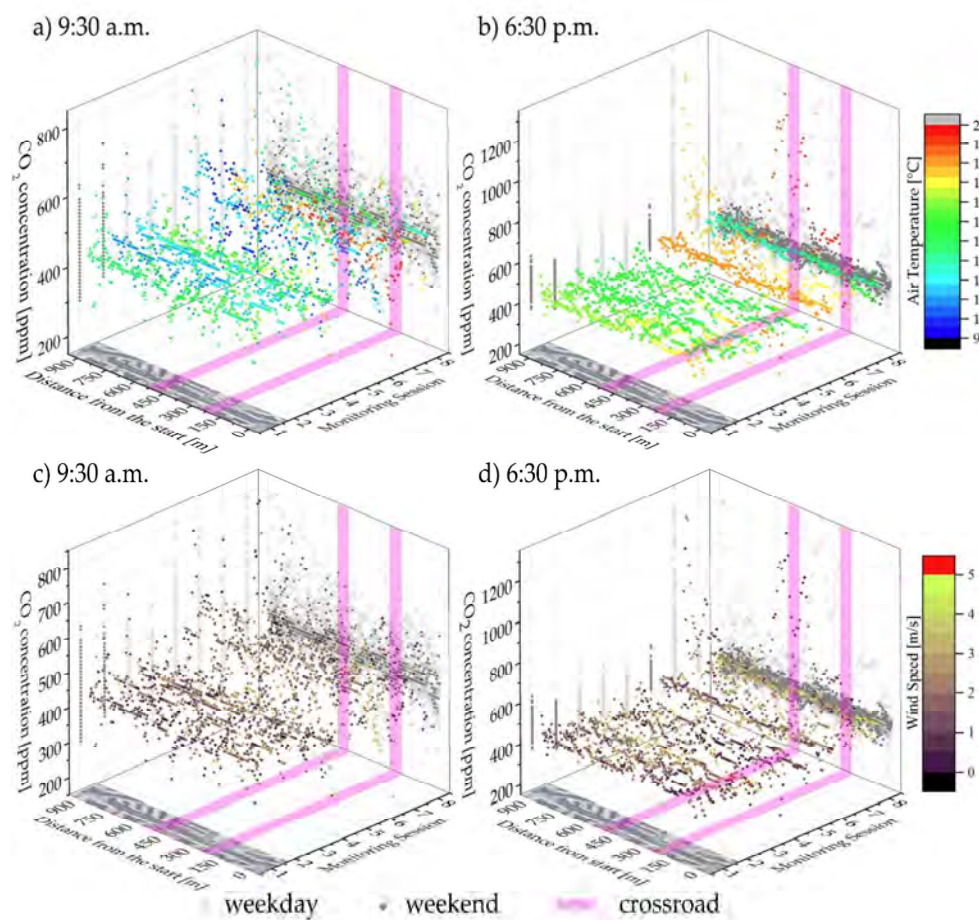


Figure 3. CO₂ concentration and air temperature with respect to the distance from the starting point for each session conducted at (a) 9.30 am and (b) 6.30 p.m.; CO₂ concentration and wind speed with respect to the distance from the starting point for each session conducted at (c) 9.30 a.m. and (d) 6.30 p.m.

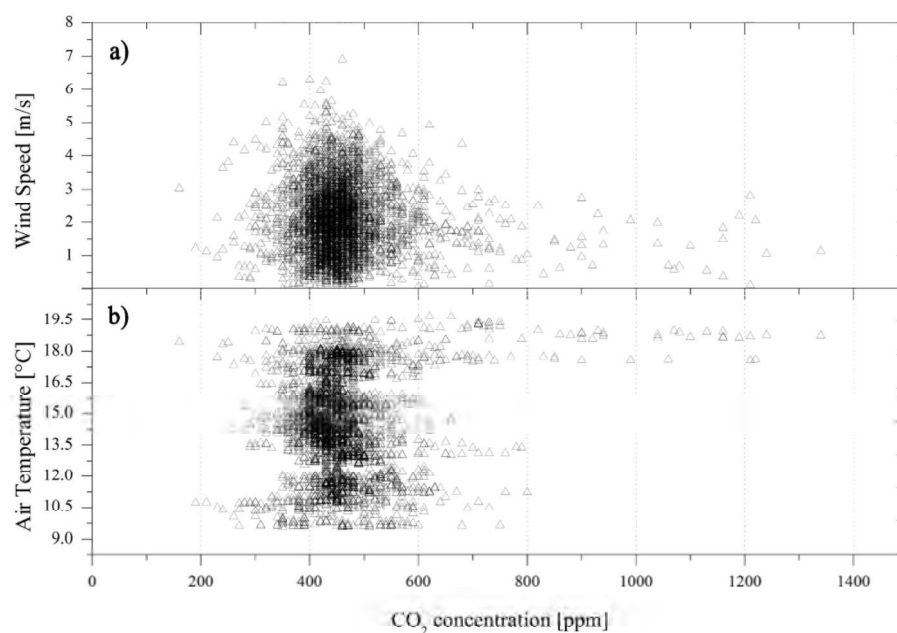


Figure 4. CO₂-concentration distribution with respect to (a) wind speed and (b) air temperature for the whole collected data.

The detected CO₂ dispersion across the monitored road is statistically analyzed in Figure 5, by taking into account the two day-time monitoring sessions, i.e., 9:30 a.m. and 6:30 p.m., and distinguishing between working days and weekends. The continuous horizontal lines in the graphs represent CO₂ data range out of what observations can be considered outliers. In particular, outliers were defined from the interquartile range (IQR), which is the difference between the third (Q₃) and the first (Q₁) quartile of the dataset, i.e., 75th and 25th percentiles, respectively, as reported in Figure 5.

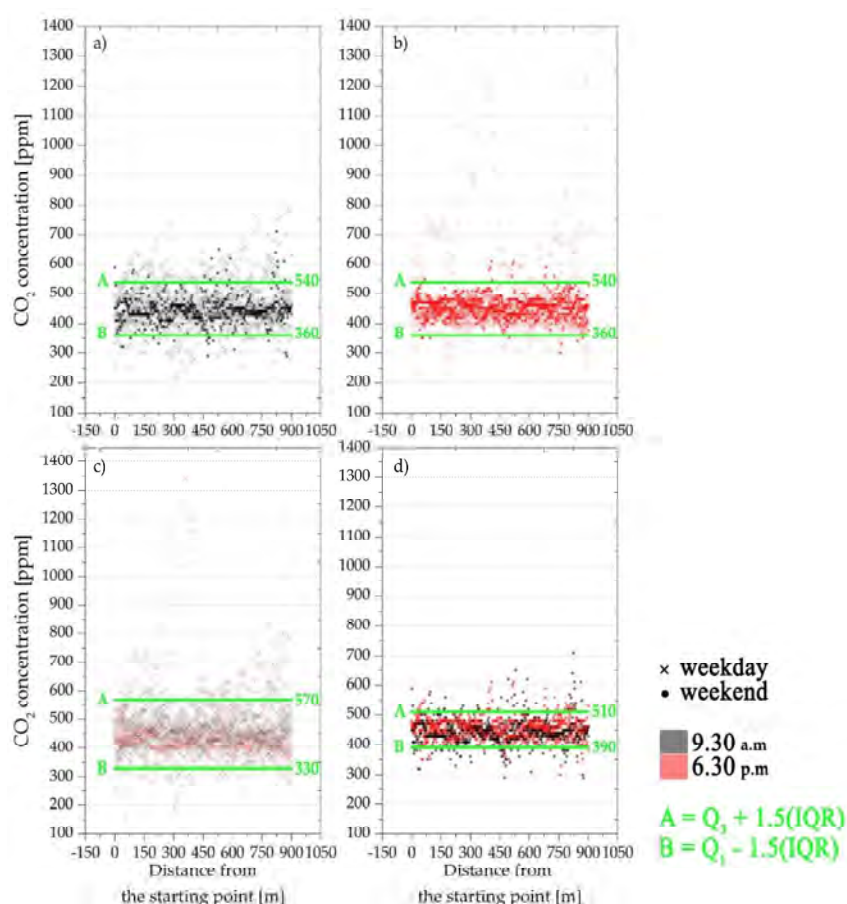


Figure 5. CO₂ distribution with respect to the latitude of the (a) 9:30 a.m., (b) 6:30 p.m., (c) weekdays, and (d) weekends monitoring sessions.

The monitoring sessions performed in the morning and in the afternoon did not show any significant differences in terms of the sample distribution. The upper and lower outlier limits were the same for both obtained datasets, i.e., 360 and 540 ppm, respectively. On the other hand, the collected CO₂ range seemed less disperse during the weekends with respect to weekdays. Therefore, the peak daily hours may be defined as having similar air quality conditions, even if they are characterized by different levels of UHI, as previously shown. These observations were in line with the choice of the monitoring times as the two traffic rush hours throughout a working day. In addition, the weekday traffic may be responsible for important peaks of CO₂-concentration increase, which were not visible during the weekends, where the anthropogenic action in terms of CO₂-concentration increase was more compact and narrowly distributed.

5. Conclusions

The study of physical environmental parameters influencing the pollutant dispersion in urban areas plays a key role in achieving the main sustainable goals that are fixed in the 2030 Agenda for

Sustainable Development. These variables are also important for determining population well-being in urban areas affected by anthropogenic actions, responsible for urban heat island and local climate change. In this view, this work presents the original results coming from the novel adoption of a wearable sensing device meant to map environmental parameters' (including CO₂ concentration) spatial distribution in the urban environment from the pedestrian perspective. Citizens have an active role in environmental mapping of the urban spaces. The above-mentioned device was placed on a common bike helmet and the environmental information collected by the system was linked to geographic coordinates by means of a GPS antenna embedded in the compact experimental apparatus. The performed monitoring campaign consisted of several repetitions of the same path at traffic rush hours on both working days and weekends. In particular, the selected case study was a two-way, two-lane road in Rome, and 16 monitoring sessions were performed in total throughout one month, that is, eight at 9:30 a.m. and eight at 6:30 p.m. Collected CO₂-concentration values were therefore correlated to timing, position, and other environmental parameters affecting pedestrians' well-being in the outdoors.

Data analysis showed that CO₂ concentration was generally around 450 ppm in the area. The pollutant dispersion was quite homogeneous along the road, while peaks were observed during only a few performed monitoring sessions. Rare concentration peaks, that is, up to 1340 ppm, meant the temporary presence of punctual sources of CO₂ or, referring to traffic flow, vehicle accelerations/congestions on working days. This assumption was confirmed by peak spatial distribution: they were located almost in proximity of the crossroads, regulated by both roundabouts and traffic lights. Therefore, the wearable monitoring system demonstrated the ability to catch pedestrian exposure variability to vehicle exhaust gases with a high spatial and temporal resolution. The same CO₂ concentration was also investigated in parallel to the air temperature analysis along the path, which showed to be influenced by emitted anthropogenic heat during the afternoons, combined with UHI intensity exacerbation.

The complexity of the monitoring system, indeed, allows to simultaneously collect several environmental parameters and experimentally investigate existing correlations. In this work, the CO₂ concentration was then analyzed with respect to air temperature and wind speed. None of the investigated correlations was found to be of statistical relevance, even if reasonable observations were carried out. For instance, CO₂ levels above 1000 ppm were observed only in relatively high air temperatures, that is, ranging between 17.6°C and 19.0°C, and low wind speed, that is, below 1.3 m/s, suggesting the occurrence of air stagnation. Finally, differences between weekday and weekend measures were analyzed. The dataset collected during weekends was more concentrated around the average, 450 ppm for both datasets. The monitored area was, indeed, less congested than during the weekends.

The experimental analysis and data assessment showed that the innovative methodology can provide further insight into people's well-being in an urban environment, where several variables affecting people's health and city livability may be correlated and need to be monitored at a specific pedestrian level in order to identify realistic risk and vulnerability maps. Therefore, further size reduction of the proposed tool and its diffusion among citizens may provide new opportunities and perspectives to extensively monitor and improve the life quality of pedestrians, influenced by poor air quality and local overheating, especially in a very dense and polluted city such as Rome.

As a future development to push forward effective exploitation of wearable monitoring systems, further monitoring campaigns will be planned in order to compare data collected in (i) different areas of the same city or (ii) the same types of outdoor spaces but located in different geographical areas. Final optimal configuration of combined monitoring strategies (e.g., weather stations, satellite measurements, and portable wearable instruments) for detecting microclimate granularity within the urban areas is the final ambition of this research.

Author Contributions: All of the authors worked on the conceptualization, data analysis, and writing and/or revising the manuscript versions. I.P. made the largest writing contribution, G.M. performed the field tests, A.L.P. was in charge of the funding management and revision. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The authors' acknowledgements are due to the European Union's Horizon 2020 program under grant agreement No 678407 (ZERO-PLUS) and to the Italian project SOS-CITTA supported by Fondazione Cassa di Risparmio di Perugia under the grant agreement 2018.0499.026.

Acknowledgments: The authors' acknowledgements are due to the European Union's Horizon 2020 program under grant agreement No 678407 (ZERO-PLUS) and to the Italian project SOS-CITTA supported by Fondazione Cassa di Risparmio di Perugia under the grant agreement 2018.0499.026.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. 2018 Revision of World Urbanization Prospects | Multimedia Library—United Nations Department of Economic and Social Affairs. Available online: <https://www.un.org/development/desa/publications/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html> (accessed on 5 February 2020).
2. Shukla, A.; Jain, K. Critical analysis of rural-urban transitions and transformations in Lucknow city, India. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* **2019**, *13*, 445–456. [CrossRef]
3. Xiao, H.; Kopecká, M.; Guo, S.; Guan, Y.; Cai, D.; Zhang, C.; Zhang, X.; Yao, W. Responses of Urban Land Surface Temperature on Land Cover: A Comparative Study of Vienna and Madrid. *Sustainability* **2018**, *10*, 260. [CrossRef]
4. Silva, J.S.; da Silva, R.M.; Santos, C.A.G. Spatiotemporal impact of land use/land cover changes on urban heat islands: A case study of Paço do Lumiar, Brazil. *Build. Environ.* **2018**, *136*, 279–292. [CrossRef]
5. Levi, Y.; Dayan, U.; Levy, I.; Broday, D.M. On the association between characteristics of the atmospheric boundary layer and air pollution concentrations. *Atmos. Res.* **2020**, *231*, 104675.
6. Yang, B.; Yang, X.; Leung, L.R.; Zhong, S.; Qian, Y.; Zhao, C.; Chen, F.; Zhang, Y.; Qi, J. Modeling the Impacts of Urbanization on Summer Thermal Comfort: The Role of Urban Land Use and Anthropogenic Heat. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2019**, *124*, 6681–6697. [CrossRef]
7. WHO. *United Nations Millennium Development Goals*; WHO: Geneva, Switzerland, 2015.
8. United Nations Sustainable Development Goals. Available online: <https://sustainabledevelopment.un.org/sdgs> (accessed on 4 July 2019).
9. Shen, L.; Kylo, J.; Guo, X. An integrated model based on a hierarchical indices system for monitoring and evaluating urban sustainability. *Sustainability* **2013**, *5*, 524–559. [CrossRef]
10. Torgal, F.P. *Nearly Zero Energy Building Refurbishment: A Multidisciplinary Approach*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2013; ISBN 9781447155225.
11. Qiu, G.; Song, R.; He, S. The aggravation of urban air quality deterioration due to urbanization, transportation and economic development—Panel models with marginal effect analyses across China. *Sci. Total Environ.* **2019**, *651*, 1114–1125. [CrossRef]
12. Sorte, S.; Arunachalam, S.; Naess, B.; Seppanen, C.; Rodrigues, V.; Valencia, A.; Borrego, C.; Monteiro, A. Assessment of source contribution to air quality in an urban area close to a harbor: Case-study in Porto, Portugal. *Sci. Total Environ.* **2019**, *662*, 347–360. [CrossRef]
13. Li, B.; Wang, F.; Yin, H.; Li, X. Mega events and urban air quality improvement: A temporary show? *J. Clean. Prod.* **2019**, *217*, 116–126. [CrossRef]
14. Krellenberg, K.; Bergsträßer, H.; Bykova, D.; Kress, N.; Tyndall, K. Urban sustainability strategies guided by the SDGs—A tale of four cities. *Sustainability* **2019**, *11*, 1116. [CrossRef]
15. United States Environmental Protection Agency. *Sources of Greenhouse Gas Emissions*; United States Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2018.
16. Garceau, T.J. Impacts of roundabouts on urban air quality: A case study of Keene, New Hampshire, USA. *J. Transp. Heal.* **2018**, *10*, 144–155. [CrossRef]
17. Schmitz, S.; Becker, S.; Weiand, L.; Niehoff, N.; Schwartzbach, F.; von Schneidmesser, E. Determinants of public acceptance for traffic-reducing policies to improve urban air quality. *Sustainability* **2019**, *11*, 3991. [CrossRef]

18. Hooftman, N.; Oliveira, L.; Messagie, M.; Coosemans, T.; Van Mierlo, J.; Hooftman, N.; Oliveira, L.; Messagie, M.; Coosemans, T.; Van Mierlo, J. Environmental analysis of petrol, diesel and electric passenger cars in a belgian urban setting. *Energies* **2016**, *9*, 84. [\[CrossRef\]](#)
19. Yang, J.; Shi, B.; Zheng, Y.; Shi, Y.; Xia, G. Urban form and air pollution disperse: Key index and mitigation strategies. *Sustain. Cities Soc.* **2019**, *57*, 101955. [\[CrossRef\]](#)
20. Pisoni, E.; Christidis, P.; Thunis, P.; Trombetti, M. Evaluating the impact of “Sustainable Urban Mobility Plans” on urban background air quality. *J. Environ. Manag.* **2019**, *231*, 249–255. [\[CrossRef\]](#)
21. Lin, B.; Zhu, J. Changes in urban air quality during urbanization in China. *J. Clean. Prod.* **2018**, *188*, 312–321. [\[CrossRef\]](#)
22. Lai, L.-W. The influence of urban heat island phenomenon on PM concentration: An observation study during the summer half-year in metropolitan Taipei, Taiwan. *Theor. Appl. Climatol.* **2018**, *131*, 227–243. [\[CrossRef\]](#)
23. Matthaios, V.N.; Kramer, L.J.; Sommariva, R.; Pope, F.D.; Bloss, W.J. Investigation of vehicle cold start primary NO2 emissions inferred from ambient monitoring data in the UK and their implications for urban air quality. *Atmos. Environ.* **2019**, *199*, 402–414. [\[CrossRef\]](#)
24. Langford, N.J. Carbon dioxide poisoning. *Toxicol. Rev.* **2005**, *24*, 229–235. [\[CrossRef\]](#)
25. Kettner, M.; Ramsthaler, F.; Juhnke, C.; Bux, R.; Schmidt, P. A Fatal Case of CO2 Intoxication in a Fermentation Tank. *J. Forensic Sci.* **2013**, *58*, 556–558. [\[CrossRef\]](#)
26. Gill, J.R.; Ely, S.F.; Hua, Z. Environmental Gas Displacement. *Am. J. Forensic Med. Pathol.* **2002**, *23*, 26–30. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
27. Cotana, F.; Vittori, S.; Marseglia, G.; Medaglia, C.M.; Coccia, V.; Petrozzi, A.; Nicolini, A.; Cavalaglio, G. Pollutant emissions of a biomass gasifier inside a multifuel energy plant. *Atmos. Pollut. Res.* **2019**, *10*, 2000–2009. [\[CrossRef\]](#)
28. Spinelle, L.; Gerboles, M.; Villani, M.G.; Aleixandre, M.; Bonavitacola, F. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. Part B: NO, CO and CO2. *Sensors Actuators B Chem.* **2017**, *238*, 706–715. [\[CrossRef\]](#)
29. Arnfield, A.J. Review two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *Int. J. Climatol. Int. J. Clim.* **2003**, *23*, 1–26. [\[CrossRef\]](#)
30. Oke, T.R. The urban energy balance. *Prog. Phys. Geogr.* **1988**, *12*, 471–508. [\[CrossRef\]](#)
31. Jin, H.; Cui, P.; Wong, N.; Ignatius, M. Assessing the effects of urban morphology parameters on microclimate in Singapore to control the urban heat island effect. *Sustainability* **2018**, *10*, 206. [\[CrossRef\]](#)
32. Sarrat, C.; Lemonsu, A.; Masson, V.; Guedalia, D. Impact of urban heat island on regional atmospheric pollution. *Atmos. Environ.* **2006**, *40*, 1743–1758. [\[CrossRef\]](#)
33. Abbassi, Y.; Ahmadikia, H.; Baniyadi, E. Prediction of pollution dispersion under urban heat island circulation for different atmospheric stratification. *Build. Environ.* **2020**, *168*, 106374. [\[CrossRef\]](#)
34. Memon, R.A.; Leung, D.Y.C.; Liu, C.-H. An investigation of urban heat island intensity (UHII) as an indicator of urban heating. *Atmos. Res.* **2009**, *94*, 491–500. [\[CrossRef\]](#)
35. Piselli, C.; Castaldo, V.L.; Pigliautile, I.; Pisello, A.L.; Cotana, F. Outdoor comfort conditions in urban areas: On citizens’ perspective about microclimate mitigation of urban transit areas. *Sustain. Cities Soc.* **2018**, *39*, 16–36. [\[CrossRef\]](#)
36. Rosso, F.; Golasi, I.; Castaldo, V.L.; Piselli, C.; Pisello, A.L.; Salata, F.; Ferrero, M.; Cotana, F.; de Lieto Vollaro, A. On the impact of innovative materials on outdoor thermal comfort of pedestrians in historical urban canyons. *Renew. Energy* **2018**, *118*, 825–839. [\[CrossRef\]](#)
37. Zhang, X.; Steeneveld, G.-J.; Zhou, D.; Duan, C.; Holtslag, A.A.M. A diagnostic equation for the maximum urban heat island effect of a typical Chinese city: A case study for Xi’an. *Build. Environ.* **2019**, *158*, 39–50. [\[CrossRef\]](#)
38. Pakarnseree, R.; Chunkao, K.; Bualert, S. Physical characteristics of Bangkok and its urban heat island phenomenon. *Build. Environ.* **2018**, *143*, 561–569. [\[CrossRef\]](#)
39. Matzarakis, A.; Amelung, B. Physiological Equivalent Temperature as Indicator for Impacts of Climate Change on Thermal Comfort of Humans, Chapter 9. In *Seasonal Forecasts, Climatic Change and Human Health. Advances in Global Change Research, Vol 30*; Thomson, M.C., Garcia-Herrera, R., Beniston, M., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008.

40. Rizvi, S.H.; Alam, K.; Iqbal, M.J. Spatio-temporal variations in urban heat island and its interaction with heat wave. *J. Atmos. Solar-Terr. Phys.* **2019**, *185*, 50–57. [\[CrossRef\]](#)
41. Meehl, G.A.; Tebaldi, C. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* **2004**, *305*, 994–997. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
42. Zhao, L.; Oppenheimer, M.; Zhu, Q.; Baldwin, J.W.; Ebi, K.L.; Bou-Zeid, E.; Guan, K.; Liu, X. Interactions between urban heat islands and heat waves. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*, 034003. [\[CrossRef\]](#)
43. Sun, R.; Lü, Y.; Yang, X.; Chen, L. Understanding the variability of urban heat islands from local background climate and urbanization. *J. Clean. Prod.* **2019**, *208*, 743–752. [\[CrossRef\]](#)
44. Gu, Y.; Li, D. A modeling study of the sensitivity of urban heat islands to precipitation at climate scales. *Urban Clim.* **2018**, *24*, 982–993. [\[CrossRef\]](#)
45. Jato-Espino, D. Spatiotemporal statistical analysis of the Urban Heat Island effect in a Mediterranean region. *Sustain. Cities Soc.* **2019**, *46*, 101427. [\[CrossRef\]](#)
46. Paolini, R.; Antretter, F.; Cotana, F.; Pisello, A.L.; MeshkinKiya, M.; Zani, A.; Poli, T.; Castaldo, V.L. The hygrothermal performance of residential buildings at urban and rural sites: Sensible and latent energy loads and indoor environmental conditions. *Energy Build.* **2016**, *152*, 792–803. [\[CrossRef\]](#)
47. Parece, T.E.; Li, J.; Campbell, J.B.; Carroll, D. Assessing urban landscape variables' contributions to microclimates. *Adv. Meteorol.* **2016**, *2016*, 8736263. [\[CrossRef\]](#)
48. Mofarragh, A.; Husain, T. A holistic approach for optimal design of air quality monitoring network expansion in an urban area. *Atmos. Environ.* **2010**, *44*, 432–440. [\[CrossRef\]](#)
49. Vuckovic, M.; Kiesel, K.; Mahdavi, A. The extent and implications of the microclimatic conditions in the urban environment: A Vienna case study. *Sustainability* **2017**, *9*, 177. [\[CrossRef\]](#)
50. Cunha-Lopes, I.; Martins, V.; Faria, T.; Correia, C.; Almeida, S.M. Children's exposure to sized-fractioned particulate matter and black carbon in an urban environment. *Build. Environ.* **2019**, *155*, 187–194. [\[CrossRef\]](#)
51. Liu, T.; Zhu, Y.; Yang, Y.; Ye, F. ALC2: When Active Learning meets Compressive Crowdsensing for Urban Air Pollution Monitoring. *IEEE Internet Things J.* **2019**, *6*, 9427–9438. [\[CrossRef\]](#)
52. Xu, S.; Zou, B.; Lin, Y.; Zhao, X.; Li, S.; Hu, C. Strategies of method selection for fine-scale PM^{2.5} mapping in an intra-urban area using crowdsourced monitoring. *Atmos. Meas. Tech.* **2019**, *12*, 2933–2948. [\[CrossRef\]](#)
53. Huang, J.; Duan, N.; Ji, P.; Ma, C.; Ding, Y.; Yu, Y.; Zhou, Q.; Sun, W. A Crowdsourcing-Based Sensing System for Monitoring Fine-Grained Air Quality in Urban Environments. *IEEE Internet Things J.* **2019**, *6*, 3240–3247. [\[CrossRef\]](#)
54. Domínguez, F.; Dauwe, S.; Cuong, N.T.; Cariolaro, D.; Touhafi, A.; Dhoedt, B.; Botteldooren, D.; Steenhaut, K. Towards an environmental measurement cloud: Delivering pollution awareness to the public. *Int. J. Distrib. Sens. Networks* **2014**, *10*, 541360. [\[CrossRef\]](#)
55. Dhingra, S.; Madda, R.B.; Gandomi, A.H.; Patan, R.; Daneshmand, M. Internet of things mobile-air pollution monitoring system (IoT-Mobair). *IEEE Internet Things J.* **2019**, *6*, 5577–5584. [\[CrossRef\]](#)
56. Pigliautile, I.; Pisello, A.L. A new wearable monitoring system for investigating pedestrians' environmental conditions: Development of the experimental tool and start-up findings. *Sci. Total Environ.* **2018**, *630*, 690–706. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
57. Pioppi, B.; Pigliautile, I.; Piselli, C.; Pisello, A.L. Cultural heritage microclimate change: Human-centric approach to experimentally investigate intra-urban overheating and numerically assess foreseen future scenarios impact. *Sci. Total Environ.* **2020**, *703*, 134448. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
58. Dhakal, S. Urban energy use and carbon emissions from cities in China and policy implications. *Energy Policy* **2009**, *37*, 4208–4219. [\[CrossRef\]](#)
59. Pigliautile, I.; Pisello, A.L. Environmental data clustering analysis through wearable sensing techniques: New bottom-up process aimed to identify intra-urban granular morphologies from pedestrian transects. *Build. Environ.* **2020**, *171*, 106641. [\[CrossRef\]](#)
60. Lee, J.; Kim, D.; Ryoo, H.-Y.; Shin, B.-S. Sustainable wearables: Wearable technology for enhancing the quality of human life. *Sustainability* **2016**, *8*, 466. [\[CrossRef\]](#)
61. Snyder, E.G.; Watkins, T.H.; Solomon, P.A.; Thoma, E.D.; Williams, R.W.; Hagler, G.S.W.; Shelow, D.; Hindin, D.A.; Kilaru, V.J.; Preuss, P.W. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environ. Sci. Technol.* **2013**, *47*, 11369–11377. [\[CrossRef\]](#)
62. Jacobson, M.Z. Enhancement of Local Air Pollution by Urban CO₂ Domes. *Environ. Sci. Technol.* **2010**, *44*, 2497–2502. [\[CrossRef\]](#)

63. ARPA Lazio—Agenzia Regionale Protezione Ambientale del Lazio. Available online: <http://www.arpalazio.gov.it/> (accessed on 8 April 2020).
64. Jandacka, D.; Durcanska, D.; Kovalova, D. Concentrations of traffic related pollutants in the vicinity of different types of urban crossroads. *Commun.-Sci. Lett. Univ. Zilina* **2019**, *21*, 49–58.



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

เกณฑ์ความเข้มข้น Total Non-methane Hydrocarbon
ในเมือง Nagpur ตอนกลางของประเทศไทย
โดย D. Majumdar และ A. G. Gavane



Research Article

Diurnal-, Seasonal- and Site-Dependent Variability in Ground-level Total Non-Methane Hydrocarbon in Nagpur City of Central India

Deepanjan Majumdar*, Ashok Gangadhar Gavane¹⁾

Kolkata Zonal Centre, CSIR-National Environmental Engineering Research Institute (CSIR-NEERI), i-8, Sector C, EKDP, EM Bypass, Kolkata - 700107, India
¹⁾Air Pollution Control Division, CSIR-National Environmental Engineering Research Institute (CSIR-NEERI), Nehru Marg, Nagpur - 440020, India

*Corresponding author.

Tel: +91-33-24421988

E-mail: d_majumdar@neeri.res.in

Received: 21 August 2019

Revised: 23 October 2019

Accepted: 28 December 2019

ABSTRACT Temporal & spatial variations in ground-level total non-methane hydrocarbon (TNMHC) were studied in Nagpur urban agglomeration (UA) for a year over three seasons viz. post-monsoon (September–October), winter (January–February) and summer (May–June) in 2013–14. Ground-level TNMHC showed low to moderate spatial (over residential, commercial, traffic intersections, residential cum commercial sites) and temporal (at 7:00, 13:00; 18:00 and 23:00 h in all three seasons) variations. There was no specific increasing or decreasing trend with time, either within a day or a season. Daily mean concentration of TNMHC (averaged over concentrations at 7:00, 13:00; 18:00 and 23:00 h) ranged from 0.88–1.73 ppmV, 1.75–4.04 ppmV and 1.20–1.53 ppmV at residential sites; 2.99–6.47 ppmV, 1.52–7.38 ppmV and 0.98–1.63 ppmV at traffic site; 0.83–1.15 ppmV, 2.03–3.24 ppmV, 1.1–1.70 ppmV at residential cum commercial sites and 1.05–4.79 ppmV, 6.2–8.58 ppmV, 0.34–0.64 ppmV at the purely commercial site, during post-monsoon, winter and summer, respectively. Occasional spikes (TNMHC > 10 to < 13.6 ppmV) were observed on three occasions over two sites in winter but reasons thereof remained unidentified. During Diwali Festival (in post-monsoon) marked by large-scale firecrackers bursting, observed TNMHC concentrations hovered around 3–5 ppmV, which almost matched with 90th percentile of other post-monsoon concentrations. Highest mean seasonal TNMHC concentration was observed during winter, followed by means of post monsoon and summer seasons while mean ground-level TNMHC concentrations on weekdays were slightly higher (1.17–1.21 times) than weekends over all seasons.

KEY WORDS Air pollution, NMHC, Urban, VOC, Weekend

1. INTRODUCTION

Non-methane hydrocarbons (NMHCs) together comprise major group of organic pollutants (Caselli *et al.*, 2010; Xiao and Zhu, 2003) that are actively involved in atmospheric photochemical reactions (Mudliar *et al.*, 2010; Elbir *et al.*, 2007). The NMHCs are constituents of volatile organic compounds (VOC) that have short atmospheric lifetimes (fractions of a day to months) and have direct but small impacts on atmospheric radiative forcing (Intergovernmental Panel on Climate Change; <https://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/140.htm>). NMHCs may also have serious health effects like neurosis and dementia among others (Kandiyala *et*

al., 2010; Filley *et al.*, 2004; Chen *et al.*, 1994). High reactivity of NMHCs enables them to produce tropospheric ozone (O_3) through reactions with nitrogen oxides (NO_x) and radicals. As NMHCs have certain influence on O_3 formation, controlling NMHC emissions assumes significance and has been imposed to attain O_3 standards (Batterman *et al.*, 2005). In rural areas, where NO_x concentration is generally low, O_3 generation is also less, but in polluted urban locales, presence of low ambient NMHCs might lead to substantial O_3 production under significant NO_x levels (Donahue and Prinn, 1990). NMHCs are thus well known agents of O_3 precursor through the involvement of OH radical and NO_x (Warne, 1988). World Meteorological Organization Global Atmospheric Watch (WMO/GAW) programme undertakes measurements on NMHCs and other reactive compounds in global network (WMO, 2007).

Gasoline filling stations, open-waste burning practices, LPG leakages, solvents and vehicular emissions are the primary anthropogenic sources of NMHCs in urban air (Duan *et al.*, 2008; Tang *et al.*, 2007). Also, power and petrochemical plants, refineries, chemical plants, painting operations, varnishes, coating operations, consumer products, cold clean degreasing, printing inks, dry-cleaning and solid waste disposal are other sources (Srivastava and Mazumdar, 2011; Barletta *et al.*, 2002; Arya, 1999). Vehicular emission is one of the major NMHC sources and their emissions from vehicles include refuelling losses, starting emissions, evaporative losses and tailpipe emissions (Batterman *et al.*, 2005). As per Tan *et al.* (2011), i-pentane, ethene, ethane, ethyne, toluene and propane were the primary hydrocarbons (HCs) in Foshan in China. Generally, most abundant HCs exhibited high concentration in morning, dipped to the lowest level in afternoon and increased to higher values in evening hours. But, i-pentane exhibited highest level in afternoon, indicating accelerated solvent evaporation in higher temperature. Vehicular emissions were the main source of propene, i-butene, isoprene, ethene, benzene and toluene and n-pentane, n-hexane, and n-heptane came from petrol evaporation. LPG leakage could have been the main source of propane, while leakage of natural gas was source of ethane in Foshan City (Tan *et al.*, 2011). Potential sources of greenhouse gases and air pollutants in Nagpur Urban Agglomeration (UA) has been discussed before (Majumdar *et al.*, 2013; Majumdar and Gajghate, 2012) and some of these sources are also potential emitters of NMHCs in Nagpur city.

Monitoring of total NMHC (also known as TNMHC) concentrations in ground-level air has been undertaken sparsely from a few Indian cities (Sharma *et al.*, 2016; Sarkar, 2015; Nishanth *et al.*, 2014) and there are some reports on ambient concentrations of select individual NMHCs and VOCs from a few Indian locations (Srivastava and Mazumdar, 2011; Purkait *et al.*, 2009; Sahu and Lal, 2006a, b). Knowledge on ground-level TNMHC concentrations could actually help formulate air quality management planning of a city. Indian cities could be potential hotbeds of NMHCs due to variety of NMHC sources like vehicular traffic consisting of sizeable fleet of old vehicles, fossil fuel burning in household and commercial sector, small manufacturing units, painting and varnishing workshops, petrol pumps, auto refinishing workshops etc. and therefore, it is important to assess ground-level TNMHC concentrations over Indian cities. This work was undertaken to measure TNMHC in ground-level air of Nagpur, one of the major and progressive cities of Central India over post-monsoon (September–October), winter (January–February) and summer (May–June) during 2013–2014 in a year-long study. Temporal (diurnal and seasonal) and spatial variation in TNMHC *vis a vis* the abundance of reported sources over the selected UA has been examined and reported. Also, mean TNMHC concentrations during weekdays and weekends over all the seasons were calculated, evaluated and compared.

2. RESEARCH METHODS

2.1 Background of Study Area and Potential Sources of NMHCs

The study was conducted in Nagpur city within Maharashtra State of India. As per Govt. of India's last Census data in 2011, Nagpur is an Urban Agglomeration (UA)/city with a Million Plus population (2,122,965). It is the largest UA/city in Central India and by population, 3rd largest in State of Maharashtra. Nagpur District has an area of about 9897 sq. km. while Nagpur UA/city encompasses about 217.65 sq. km. (Nagpur Municipal Corporation 2006). National highways NH-7 and NH-6 and Asian highways AH-43 and AH-46 pass through Nagpur (Bhonsle, 2010) and carry significant load of commercial and personal vehicles.

Nagpur has a variety of potential sources of NMHCs. A detail reconnaissance was conducted to make an inven-

tory of prominent sources of NMHCs (Table 1). Some of these sources like thermal power plants and industries could potentially contribute to TNMHC in ground-level air of Nagpur through local and regional dispersion, although some of the sources are located beyond 10 km of the nearest air quality monitoring sites. Prevailing season is also expected to have a direct role to play on relative predominance of specific sources by influencing activities like open burning, domestic heating/cooling, tourist influx and festivities.

Suitable sites for collection of ground-level air samples for estimations of NMHCs were scouted by a thorough analysis of city map followed by reconnaissance, delineating various residential, commercial, market areas and important traffic intersections and roads. Inventory was made on various potential sources of NMHCs during reconnaissance. It was observed that there was conspicuous overlapping of various important activities viz. vehicular movements, commercial activities, sporadic biomass combustion, residential activities, cooking by fossil fuels in restaurants and mobile streetside food stalls, operation of petrol pumps etc. at several sites that could affect diurnal and seasonal air quality in terms of NMHCs. There-

fore, selected sites could only be classified into (i) Residential (ii) Purely commercial (iii) Traffic intersections and (iv) Residential cum commercial, based on major activities in and around the sites. The sites in Nagpur study area is presented in Fig. 1.

2.2 Sampling and Analysis of TNMHC

Sampling for ground-level air was undertaken over 2 months during summer (May–June), post-monsoon (September–October) and winter (January–February) seasons in 2013–14. Ground-level city air at about 1.5 m above ground level was collected at different time periods of a day (08:00 h, 13:00 h; 18:00 h and 23:00 h) over about three weeks in each season to capture diurnal and spatial variations. The samples represented city's ground-level air which was influenced by direct emissions from an ensemble of abundantly available NMHC sources, most of the sites being active in-terms of anthropogenic activities like cooking in roadside eateries, movement of vehicles, presence of petrol pumps (in a few areas), environmental tobacco smoke in congested areas (especially in commercial and traffic intersections) etc. TNMHC was analyzed in the ground-level air samples collected in

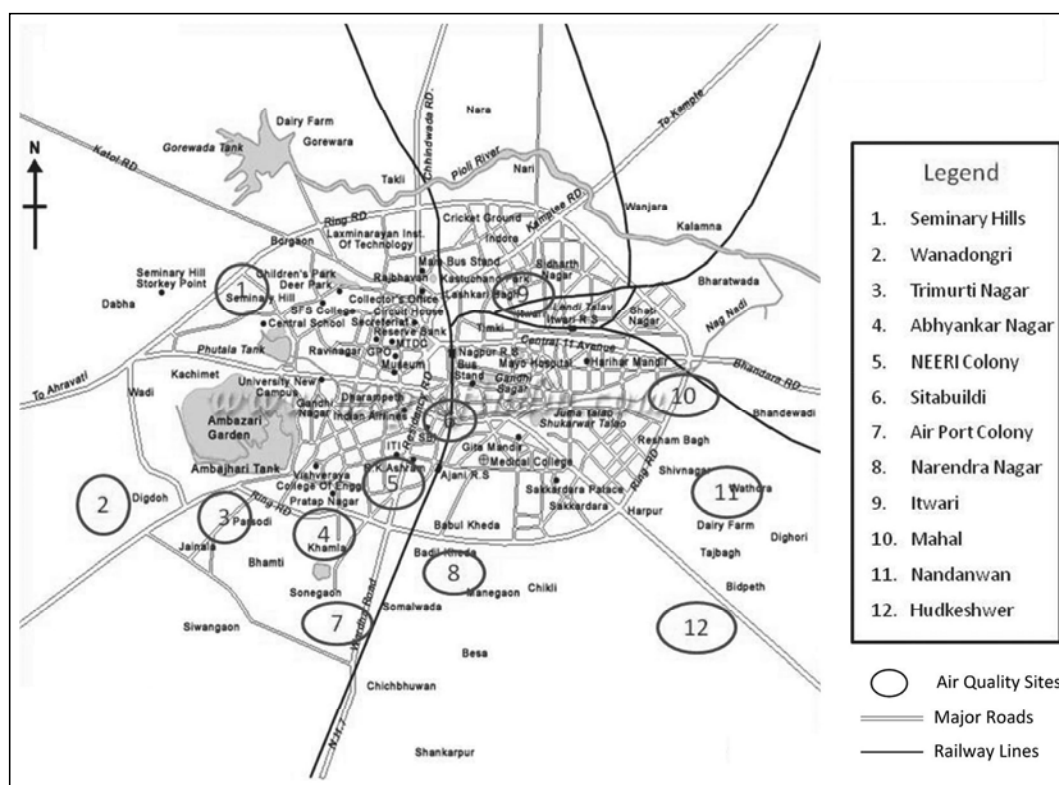


Fig. 1. Locations of the selected air quality monitoring sites in Nagpur city (Map Source: Compare Infobase Pvt. Ltd.).

Table 1. Inventory of potential sources of non-methane hydrocarbons (NMHCs) in Nagpur city.

Source	Predominant NMHCs sources in Nagpur	Sites affected
Industries	Nagpur city is fringed by Butibori Industrial Area and Hingna Industrial Estate, which have industries like chemicals, rubber, paints, polymer etc. These industries are potential emitters of NMHCs.	Wanadongri (Residential + Commercial)
Power plants	Two coal-fired super thermal power stations (STPS), namely the 840 MW Khaparkheda STPS and the 1080 MW Koradi STPS adjacent to Nagpur are potentially big emitters of NMHCs. The selected sites are far away from these plants, nearest one being about 12 km away (Itwari).	No air quality site was near (< 10 km) to this source
Vehicular traffic	Nagpur has National highways NH-7 and NH-6 passing through apart from two Asian Highways AH43 and AH46. Auto rickshaws running on mixtures of petrol and kerosene are the main form of hired transport within the city along with private vehicles and buses. About 4.6 lakh registered vehicles are there in Nagpur including 2-wheelers, 3-wheelers and 4-wheelers. Total length of city roads was 1907 km in 2002–2003 (Nagpur Municipal Corporation, 2006).	Itwari (Commercial), Sitabuldi (Traffic), Hudkeshwar Road and Wanadongri (Residential + Commercial)
Domestic cooking	Domestic sector in Nagpur consists of residential colonies, urban slums, semi urban and rural population. Apart from LPG, sizeable quantity of low-grade coal, kerosene and wood are used for domestic combustion due to their easy availability and low cost, significantly influencing NMHC emissions from Nagpur (Majumdar and Gajghate, 2011).	NEERI Colony, Abhyankar Nagar, Narendra Nagar, Trimurti Nagar, Nandanwan, Mahal (All Residential)
Commercial cooking	Apart from LPG being the primary fuel, low-grade coal, charcoal cow dung, fuelwood, coal balls etc. are used by the organized and unorganized restaurant sectors in Nagpur (Majumdar <i>et al.</i> , 2013) which all are potential sources of NMHCs.	Itwari (Commercial), Sitabuldi (Traffic), Hudkeshwar Road and Wanadongri (Residential + Commercial)
Sewage channels	Sewage channels and severely polluted Nag River running through Nagpur could be a potential source of NMHCs.	Nandanwan, Mahal, Hudkeshwar Road (Residential), Sitabuldi (Traffic)
Aircrafts	Dr. Babasaheb Ambedkar International Airport could be a significant source of NMHCs due to aviation fuel loading and storage activities. Over twenty passenger aircrafts operate from this airport everyday catering to about 4000 passengers per day (Nagpur Airport, http://www.nagpurairport.com/). Nagpur also has an Indian Airforce Maintenance Command.	Airport Colony (Residential)
Waste burning	Sporadic open burning, especially in winter to fight off cold, could be responsible for NMHC emissions in various parts of the city.	Difficult to designate, as this source is unregulated and sporadic
Waste dumps	Waste generation was estimated to be 650 tons per day (TPD) (http://www.cpcb.nic.in/divisionsofheadoffice/pcp/MSW_Report.pdf , accessed on 27.9.17) in Nagpur city during 2004–05. The city had a population of about 2,405,421 as per 2011 census (http://www.census2011.co.in/census/city/353-nagpur.html) signifying the likely extent of solid organic waste generation in future. Bhandewadi dump yard in Nagpur handles MSW in about 22 hectares land while about 20 hectare land is used for composting (Akolkar <i>et al.</i> , 2008).	No site is near (within 5 km) to this source except Nandanwan (Residential)
Petrol pumps	Nagpur city has about 38 auto petrol filling stations (http://automobiles.mapsofindia.com/petrol-stations/nagpur.htm , accessed on 27.9.17) that also are potential emitters of NMHCs.	Itwari (Commercial), Sitabuldi (Traffic), Hudkeshwar Road and Wanadongri (Residential + Commercial)

Tedlar bags (SKC Inc., USA) as specified by ASTM-D6345-98 by passive filling up for about 30 minutes. Some of the sites, as described above, were directly inside heavy traffic or commercial activities in the heart of the city and being just above ground level, were directly under the heavy influence of ground level NMHC emissions. TNMHC was determined by a Hydrocarbon Analyser (Model HC51M, Environment, SA) within 12 hours of sample collection. This analysis is based on flame ionization detection of hydrocarbons (0–1000 ppm). The analyzer was fitted with a FID housed in oven with a column that separated methane from TNMHC. The gas samples pass at 1.4 L/min flow rate through a specially layered packed column wherefrom CH₄ is fed first into the detector. Subsequently, the column is back-flushed and other hydrocarbons are passed into the detector, resulting in two quantifications, one of them being the TNMHC. Instrument calibration was undertaken by CH₄-free zero air for zeroing and a standard certified NIST traceable 10000 ppb hydrocarbon (as isobutylene) in Air balance (Chemtron Science Laboratory, Mumbai) with certification accuracy of $\pm 1\%$. Lowest detectable limit (LDL) of the instrument was 0.05 ppm HC while zero drift was 0.2 ppm and span drift was $< 1\%$ over 7 days. The uncertainty of the standard deviation of measurements, related to the dispersion of results (U_{disp}) was calculated by the following expression:

$$U_{\text{disp}} = s(q)/(n)^{1/2}$$

where $s(q)$ is the standard deviation and n is the number of readings (Madeira *et al.*, 2009). The U_{disp} for TNMHC measurement by the instrument was estimated to be 0.1257.

2.3 Meteorological Data

Temperature, relative humidity, wind direction and speed that govern ground-level concentrations, distribution and dispersion of NMHCs over the UA were collected to support air quality data on TNMHC. Nagpur's meteorological data was collected from online data archived at wunderground.com that uses meteorological data received from the meteorological station of Indian Meteorological Department (IMD) in Nagpur. World Meteorological Organisation's (WMO) global station data archive on vertical atmospheric temperature profile data reported by radiosondes was used to represent atmospheric temperature inversions in June, September and December.

2.4 Statistical Calculations

Measures on descriptive statistics (mean, median, mode, standard deviation, range, percentiles) were undertaken on season-wise dataset. Student's t-test was used to estimate statistical difference in seasonal mean concentrations of TNMHC. Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks test was conducted to test the medians of site-wise TNMHC concentrations over all the seasons to test significant difference amongst sites. The TNMHC concentration dataset was subjected to cluster analysis for tree clustering of sites via Ward Method. Significant differences between values were calculated by Duncan's Multiple range Test (DMRT). Statistical analyses were carried out by Statistica (Dell Software, Version 13) and MSTAT C Software (Crop and Soil Science Division, Michigan State University, USA).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Diurnal and Seasonal Variation of TNMHC

Ground-level TNMHC concentrations had low to moderate temporal variation diurnally (coefficient of variation or $CV = 36\text{--}110\%$) as well as over post-monsoon, winter and summer seasons ($CV = 52\text{--}122\%$) apart from also having low-moderate spatial variations over the selected sites ($CV = 8\text{--}152\%$). There was also intra-site differences in TNMHC concentration amongst various chosen time periods viz. 8:00, 13:00, 18:00 and 23:00 hrs, only few of which were statistically significant (Table 2). Over the various time periods in a day (24-h), mean TNMHC concentrations ranged from 0.88–1.73 ppmV, 1.75–4.04 ppmV and 1.20–1.53 ppmV at residential sites; 2.99–6.47 ppmV, 1.52–7.38 ppmV and 0.98–1.63 ppmV at traffic site; 0.83–1.15 ppmV, 2.03–3.24 ppmV, 1.1–1.70 ppmV at residential cum commercial sites and 1.05–4.79 ppmV, 6.2–8.58 ppmV, 0.34–0.64 ppmV at purely commercial sites during post-monsoon, winter and summer, respectively. Occasional spikes in concentration (TNMHC > 10 to < 13.6 ppmV) were observed on three occasions at two sites on two winter days and considered in calculations, leading to high case-specific mean concentrations, but reasons thereof remained unidentified. In winter, the purely commercial site returned highest mean TNMHC values at all times of the day, followed by the traffic site. Overall, mean TNMHC values were highest in winter (mean TNMHC Conc.: 3.15 ppmV) that was > 2 times higher

Table. 2. A summary of average TNMHC concentrations (ppm) at different times of day and sites over various seasons.

Time	Post-Monsoon				Winter				Summer			
	Residential	Traffic	Residential + commercial	Pure commercial	Residential	Traffic	Residential + commercial	Pure commercial	Residential	Traffic	Residential + commercial	Pure commercial
08:00	0.88 a	2.99 a	1.15 a	1.20 a	2.17 a	1.52 a	2.04 a	8.58 a	1.53 a	1.60 a	1.54 a	0.64 a
13:00	0.92 a	6.47 b	0.88 a	4.79 b	1.75 a	1.89 a	2.07 a	6.72 a	1.27 a	0.98 a	1.68 a	0.53 a
18:00	1.73 a	4.90 ab	1.08 a	1.05 a	4.04 a	7.38 b	3.24 a	6.81 a	1.21 a	1.14 a	1.15 a	0.34 a
23:00	1.34 a	5.06 b	0.83 a	4.04 ab	2.75 a	4.08 a	2.03 a	6.20 a	1.20 a	1.63 a	1.70 a	0.49 a

Values followed by same letters are not statistically different from each other at 5% level of significance as per DMRT.

over both post monsoon (mean TNMHC Conc.: 1.62 ppmV) and summer (mean TNMHC Conc.: 1.26 ppmV) concentrations. Weaker dispersion and ground-level subsidence of city air in winter could also have played the most significant role in causing TNMHC to scale highest values in winter. Near ground-level inversion was also prominent in winter, affecting elevated ground-level TNMHC concentrations, as discussed later in this section. Intra-season temporal variability in ground-level TNMHC concentrations was highest in post-monsoon (coefficient of variation, CV: 122%), followed by winter (CV: 80%) and summer (CV: 52%). Higher usage of biomass fuels for warming water and house warming in city slums could be one the major reasons behind highest mean TNMHC concentration in residential areas in this season. It has been estimated that about 4.9 Tg of Non-methane VOCs (NMVOCs) are generated annually in India from residential cooking (Pandey *et al.*, 2014). Fleming *et al.* (2018) have reported substantial VOC emissions from dung-fired cookstoves in Indian homes. Further, wanton open waste burning in practiced in various cities in India, leading to air pollution (Kumar *et al.*, 2018, 2015) and emissions of NMHCs (Sharma *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2017). In summer months, TNMHC concentrations were generally lower at all sites over all the time periods of the day which could have been influenced to a great extent by higher dispersion supported by low pressure, warmer conditions and higher wind speed (Fig. 2). Also, household fuel combustion and open waste burning towards heat generation could actually be lower in summer, leading to decline in NMHC generation. On the other hand, increasing levels of ground-level TNMHC was evident from October onwards when atmospheric temperature started to dip with approaching winter. The comparative scenario of ground-level TNMHC concentrations over the three seasons (Fig. 3) indicates some sporadic extreme and outlier values, possibly due to sampling very near to NMHC sources at ground level in congested and anthropogenically active areas. Highest mean seasonal TNMHC concentration was observed during winter due to lower dispersion followed by post-monsoon and summer. Also, the non-outlier range of TNMHC concentration was highest in winter. Summer had no outliers and range of TNMHC concentrations was low, probably due to apparent lack of commercial roadside cooking in summer when dining out declines and also, declining open burning activities for lack of need of warmth,

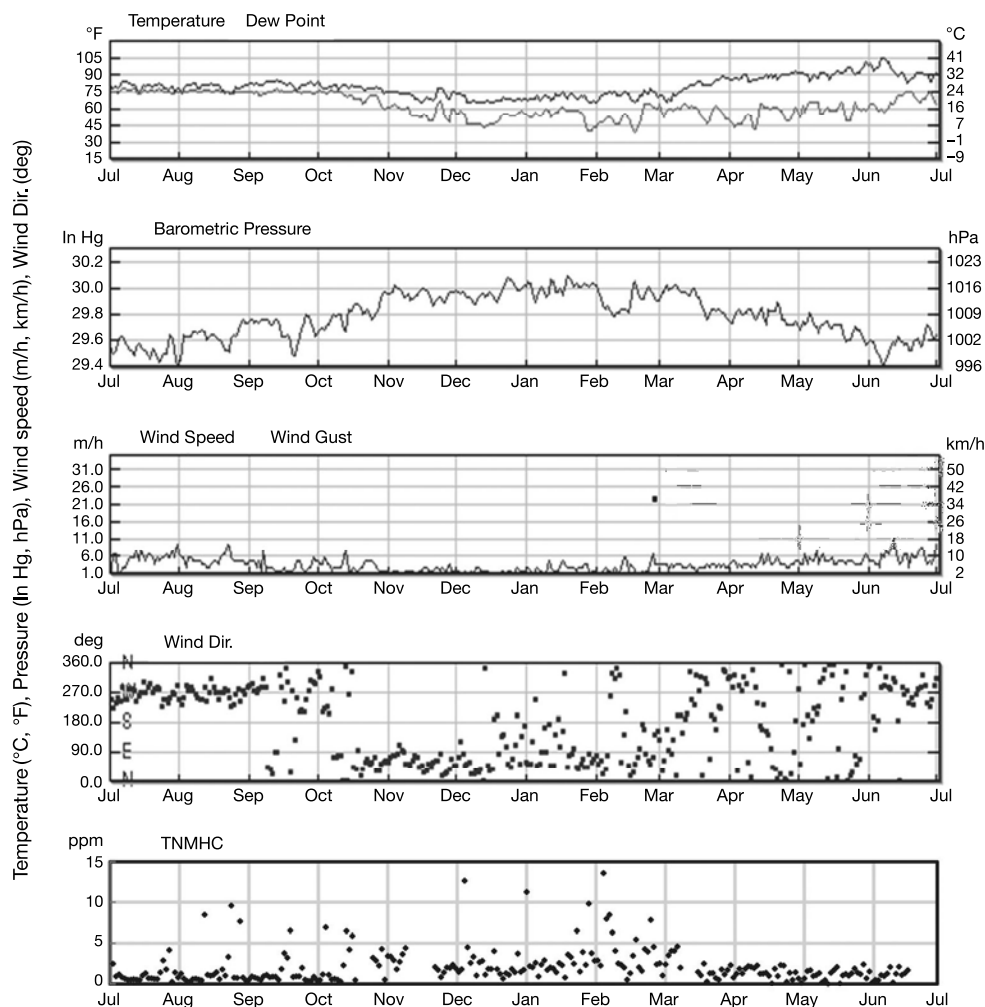


Fig. 2. Seasonal variation in atmospheric temperature, dew point temperature, barometric pressure, wind speed and gust, and wind direction in Nagpur city during the study.

accompanied by quick dispersal after generation.

All-season data in terms of daily time-dependent TNMHC concentrations reflected that concentrations at 8:00 and 23:00 h were frequently lower than 13:00 and 18:00 h (Fig. 4). Higher TNMHC concentrations at 13:00 and 18:00 h could be strongly influenced by *real time* vehicular movements and commercial activities that remain at their peaks during these hours in Nagpur. At Itwari (purely commercial site), a winter day witnessed a bout of relatively higher TNMHC concentrations, ranging from 7.8–12.6 ppmV while another winter day witnessed a concentration of 13.6 ppmV at 18:00 h in Mahal (a residential site). In terms of season-wise mean TNMHC concentrations, highest was observed during winter due to potentially lower dispersion of ground-level

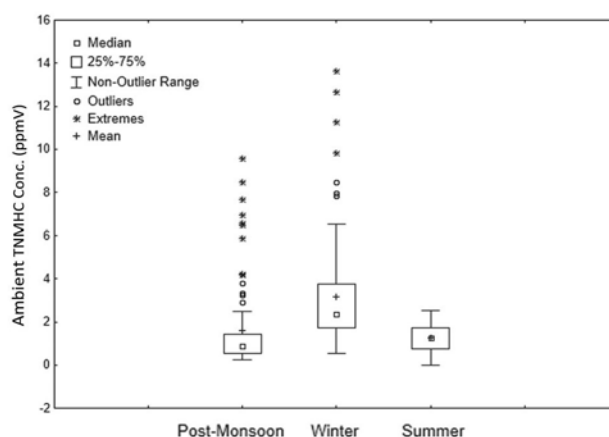


Fig. 3. Summary statistics of near-ground TNMHC concentrations in different seasons.

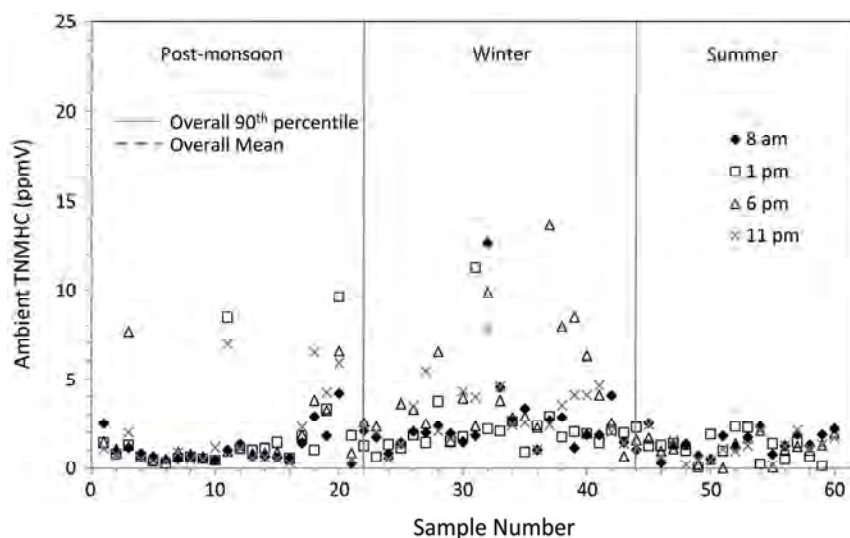


Fig. 4. Distribution of near-ground TNMHC concentrations over Nagpur city *vis a vis* different times of a day over all the selected seasons (post-monsoon, winter and summer).

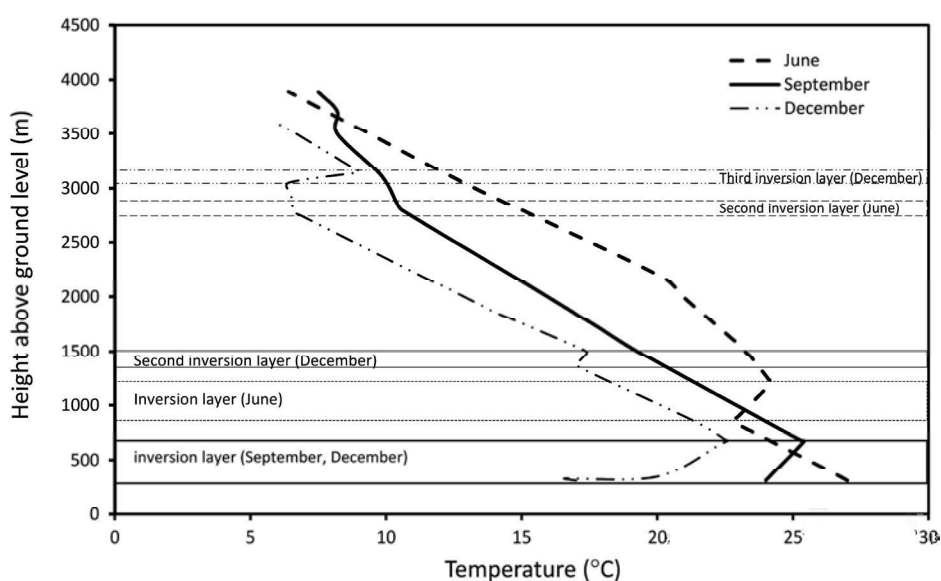


Fig. 5. Vertical temperature profile and inversion layers over Nagpur city in June, September and December months during the study.

el air, followed by post monsoon while summer concentrations were persistently the lowest. There was a presence of strong ground-level inversion in winter (in December) (approx. < 250–750 m) revealed by Radiosonde data on vertical atmospheric temperature profile over Nagpur (Fig. 5), signifying increased chances of lower dispersion of pollutants at ground level. Also, a weaker inversion was observed in September (post-monsoon season), just before the winter set in. However, during

peak summer of June, near-ground inversion was absent and the inversion layer was detected above 750 m height above ground, indicating better chances of dispersion and dilution of air pollutants at ground level. Descriptive statistics of a season-wise database is presented in Table 3, which reflects stand-alone characteristics of winter TNMHC concentrations. The season-wise TNMHC database were found to be normally distributed.

TNMHC concentrations at some locations measured

during Diwali Festival (Festival of Lights which is characterized by large-scale firecrackers bursting and coinciding with late post-monsoon season), ground-level TNMHC concentrations hovered mostly around 3–4.4 ppmV, which almost matched with 90th percentile of post-monsoon concentrations excepting Diwali period. Although concentrations >4 ppm were obtained on 2 different occasions on Diwali day that were more than average summer concentration and also, post-monsoon concentrations on several days, no persistent increasing or decreasing

trend in ground-level concentrations were observed over pre- or post-Diwali periods. Emissions from firecracker bursting is reportedly instrumental in elevating ambient concentrations of NMHCs (Chang *et al.*, 2011).

3.2 Site-Specific Variability in Ground-level TNMHC

Site-specific TNMHC concentrations over all the seasons together (Fig. 6) revealed important observations in terms of influence of site-specific activities on ground-level TNMHC concentrations. Mean TNMHC concentrations were found to be highest at the commercial site (Itwari), closely followed by a residential cum commercial site (Wanadongri). While Itwari is known to have strong NMHC sources like vehicles, commercial cooking, petrol pumps and DG sets, the residential cum commercial areas also had some of the similar sources apart from various household ones. On the other hand, the traffic site had lower TNMHC concentrations than several primarily residential areas rather unexpectedly. But, it was noted that roadside eateries and biomass combustion activities were co-existent with other activities in many residential areas in this UA, making the latter potentially a strong TNMHC emission hub. Guo *et al.* (2004) reported that internal combustion engines, unburnt fuel, solvents including paints, liquefied petroleum gas (LPG) or natural gas leakages, solvents, fuel

Table 3. Outcome of Descriptive statistical test on air quality data.

Parameter	Post-Monsoon	Winter	Summer
Sample number	83	84	72
Mean (ppm TNMHC)	1.61	3.15	1.26
Median (ppm TNMHC)	0.88	2.38	1.28
1 st quartile (ppm TNMHC)	0.56	1.76	0.78
3 rd quartile (ppm TNMHC)	1.44	3.75	1.72
Geometric mean (ppm TNMHC)	1.04	2.52	0.94
Interquartile range (ppm TNMHC)	0.88	1.99	0.94
Variance (ppm TNMHC)	3.91	6.42	4.34
Skewness	2.44	2.34	-9.56×10^{-2}
Kurtosis	5.46	5.94	-7.18×10^{-1}
Distribution (Anderson-Darling normality test)	Normal	Normal	Normal

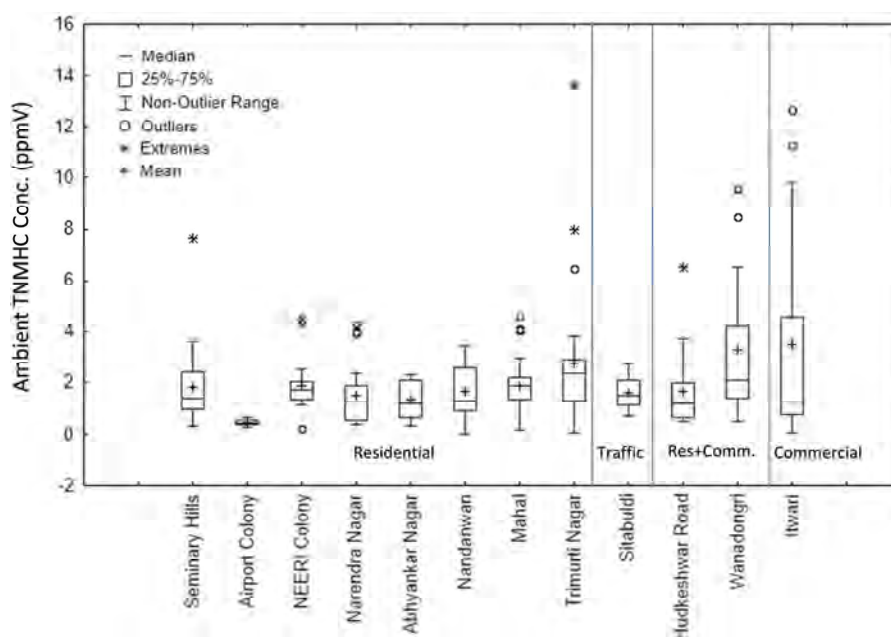


Fig. 6. Site-wise summary statistics of ambient TNMHC concentrations recorded over post-monsoon, winter and summer.

combustion, chemical factories and power plants were the major sources of NMHCs in Hong Kong. In Nagpur, a few of above sources could potentially get together to contribute to TNMHC present in ground-level air and might be one of the reasons for getting sporadic high concentrations in residential areas. As per Kruskal-Wallis One Way Analysis of Variance on Ranks test, the differences in the median values among the sites, in terms of TNMHC concentrations over all the seasons together, are greater than would be expected by chance and therefore, there was a statistically significant difference ($P \leq 0.001$).

Cluster analysis was performed and the branching dendrogram represented similarity or dissimilarity amongst various groups of sites in terms of ground-level TNMHC concentrations (Fig. 7). The site-groups of Airport Colony and Narendra Nagar; Nandanwan and Wanadongri were categorized as similar ones and were not very different from each other. The sites of Sitabuldi, Itwari and Seminary Hills, Mahal were outstanding in nature and were also much different from others, as revealed by height of their vertical lines that signified the degree of difference between branches i.e. longer the line, greater is the difference. Seminary Hills, Hudkeshwar and NEERI Colony could also be categorized as stand-alone sites in terms of ground-level TNMHC concentrations.

Ambient TNMHC concentrations reported by various researchers over the world are observed to be highly variable spatially and temporally. Zielinska *et al.* (2001) in a study conducted near California/Mexico border report-

ed concentration ranges of < 0.1 ppm to slightly greater than 0.2 ppm at Rosarito at 10:00 AM and 1:00 PM samples while another site Mexicali showed concentrations up to near about 2.4 ppm in 6:00 AM samples in the month of September. As per Nishanth *et al.* (2014), the annual maximum, minimum and average TNMHCs were 25.45, 13.84 and 19.23 ppbv, respectively, in a rural coastal location at Kannur, India during November 2009 to December 2011. Chen *et al.* (2014) reported TNMHC concentration distribution over 2007–2011 in Taiwan under two monitoring networks viz. air quality stations (AQS) of USEPA across Taiwan and Photochemical Assessment Monitoring Stations (PAMS) that generate hourly observations of 56 non-methane hydrocarbons (NMHCs). The time-series concentrations by both networks showed wide temporal variations but maximum TNMHC values reached were about 1.6 ppm under both networks while the lowest concentrations touched down to about 0.02 ppm in PAMS. Sharma *et al.* (2016) measured TNMHC at one site during the month of May in New Delhi, India and reported that TNMHC concentration varied from 0.22–0.25 ppm during day to night time. The low variation in this study obviously was a result of short duration of study and also, summer being chosen as the study time, when ground-level air is known to have good all-round dispersion and vertical mixing as well. In a study conducted in summer season at three locations in a zone of 5 km radius around Mathura Refinery in India, TNMHC was found in the range of 0.11–5.7 ppm while at two of the sites, concentration was frequently found

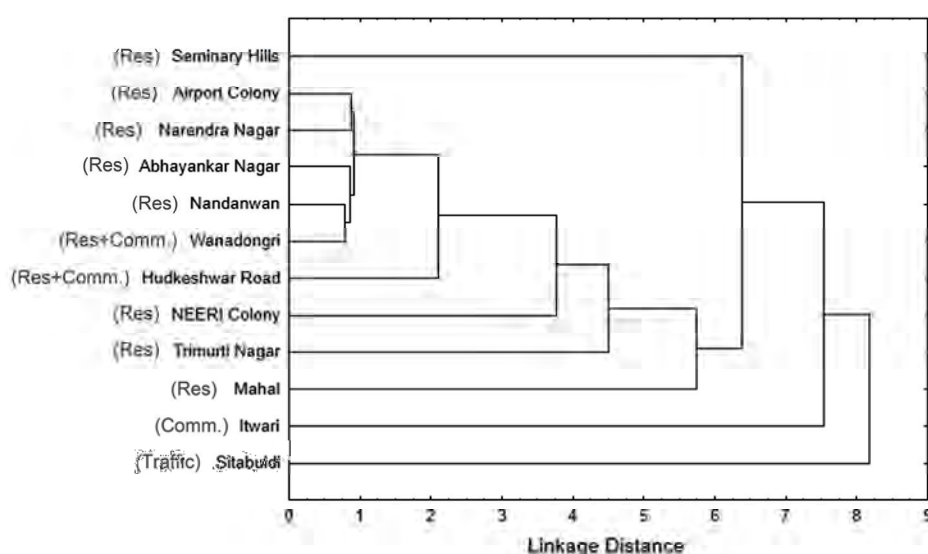


Fig. 7. Cluster pattern of selected sites in terms of ambient TNMHC mixing ratio recorded over all the seasons.

over 4 ppm and 2 ppm during the short study (EIL, 2015). Vehicular traffic emissions were found to be one of the predominant sources of hydrocarbons at these stations.

Considering year-round average (2.02 ppmV), 90th percentile (4.07 ppmV), several instances of high TNMHC concentrations in short-period samples of this study and also, in the light of average TNMHC concentrations reported at some other locations in the world, it is evident that a good number of short-term TNMHC concentrations encountered in this study were much higher than reported in most other studies. The reasons thereof could be: this study reports ground-level concentrations at the height of only about 1.5 m, which at times were directly sampled (i) near kerb sites severely affected by traffic emissions or nearby commercial activities like burning fossil fuels like biomass, charcoal, coal and LPG in closely located restaurants and mobile food vendors or (ii) just adjacent to streams of city crowd where influence of environmental tobacco smoke on TNMHC concentrations cannot be ruled out or (iii) within the influence zones of petrol pumps that are abundant and quite close to each other in this city. Even ground-level sampling in residential zones could be influenced by occasional traffic movements, especially of two-wheelers that are popular in this city.

3.3 Weekday-Weekend Variability in Ground-level TNMHC

There was subtle weekend effect on mean ground-level

TNMHC concentrations observed over all sites, time-periods and the seasons. A few of the higher TNMHC concentrations were recorded during winter weekdays while mean TNMHC concentrations on weekends (Sundays) in all the seasons were lower than weekdays. It may be noted from mean and 90th percentile values of TNMHC reported in Fig. 8 that the escalations registered in mean TNMHC concentrations on weekdays over weekends were low and statistically insignificant (1.17–1.21 times more on weekdays) but perceptible in all seasons. This probably hinted at a slim positive influence of larger on road vehicular fleet and escalated commercial activities of weekdays on ground-level NMHCs. Traffic-driven TNMHC emissions have been aptly reflected in the study of Liu *et al.* (2014), where TNMHC concentrations within a traffic tunnel was found to reach up to about 2.8 ppm when the traffic was slow-moving at about 45 km h⁻¹, which is similar to general traffic movement speed in most Indian cities. In another tunnel study in Taiwan (Chang *et al.*, 2008), where downslope entrance, downslope exit, upslope entrance and upslope exits were monitored, average TNMHC was observed to be 1.9, 3.5, 0.8 and 2.7 ppm.

4. CONCLUSIONS

Intra-season variability in ground level TNMHC in Nagpur were low to moderate. Concentrations in winter

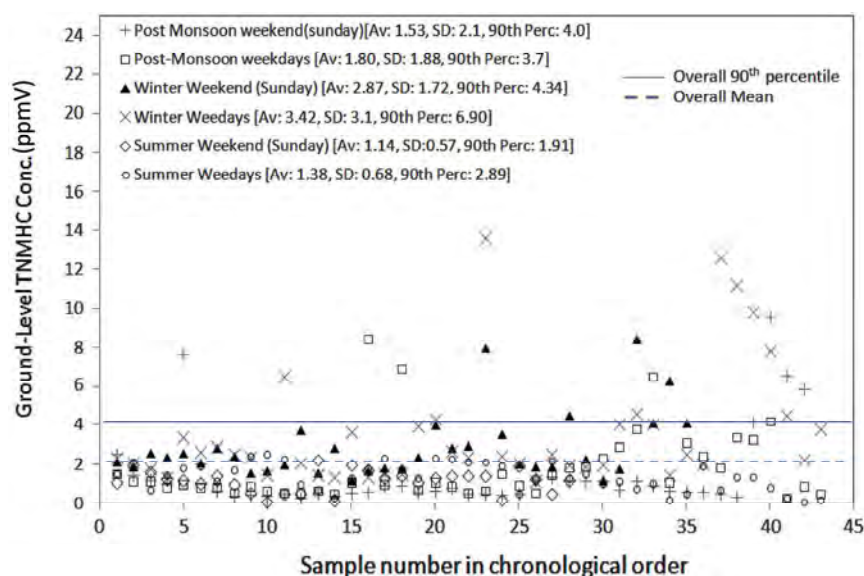


Fig. 8. Distribution and summary statistics of TNMHC concentrations during weekdays and weekends in different seasons.

were conspicuously higher over other seasons and concentrations in summer were lowest, evidently due to better dispersion. In spite of lower dispersion with dipping night-time temperature, TNMHC build-up was not found to be alarming at 23:00 h over day-time hours in any season and observed concentrations at 23:00 h were almost consistently lower than noon and evening-time concentrations when higher vehicle movements and operation of other sources might have played a major role in elevating ground-level TNMHC. At morning 8:00 h when atmospheric temperature remains lower than noon and evening, there was no substantial build-up of TNMHC, probably because winter is mild in Nagpur and by morning 8 o'clock, the city heats up substantially to allow good dispersion. Causes of spurts in ground-level TNMHC at some localities could not be identified.

ACKNOWLEDGEMENT

The Senior Author thanks Director, CSIR-NEERI for constant guidance and mentoring and also Scientist and Head, APC Division of CSIR-NEERI, Nagpur for encouragement and support. Funding source not applicable. The KRC (Knowledge Resource Centre of CSIR-National Environmental Engineering Research Institute) number for the manuscript is CSIR-NEERI/KRC/2018/AUG/APC-KZC/1.

REFERENCES

- Arya, S.-P. (1999) Air pollution meteorology and dispersion. Oxford University Press, New York, p. 13.
- Barletta, B., Meinardi, S., Simpson, I.-J., Khwaja, H.-A., Blake, D.-R., Rowland, F.-S. (2002) Mixing ratios of volatile organic compounds (VOCs) in the atmosphere of Karachi, Pakistan. *Atmospheric Environment*, 36, 3429–3443, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00302-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00302-3).
- Batterman, S.-A., Yungdae, Y., Chunrong, J., Christopher, G. (2005) Non-methane hydrocarbon emissions from vehicle fuel caps. *Atmospheric Environment*, 39, 1855–1867, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.12.002>.
- Bhonsle, K.-D. (2010) A study of urbanization in Nagpur district. *Institute of Town Planners India Journal*, 7(3), 88–95.
- Caselli, M., de Gennaro, G., Marzocca, A., Trizio, L., Tutino, M. (2010) Assessment of the impact of the vehicular traffic on BTEX concentration in ring roads in urban areas of Bari (Italy). *Chemosphere*, 81, 306–311, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.033>.
- Chang, S.-C., Lin, T.-H., Lee, C.-T. (2008) On-road emission factors from light-duty vehicles measured in Hsuehshan Tunnel (12.9 km), the longest tunnel in Asia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 187–200, <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0348-9>.
- Chang, S.-C., Lin, T.-H., Young, C.-Y., Lee, C.-T. (2011) The impact of ground-level fireworks (13 km long) display on the air quality during the traditional Yanshui Lantern Festival in Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1–4), 463–479, <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1347-1>.
- Chen, J., Li, C., Ristovski, Z., Milic, A., Gu, Y., Islam, M.-S., Wang, S., Hao, J., Zhang, H., He, C., Guo, H., Fu, H., Miljevic, B., Morawska, L., Thai, P., Lam, F.-Y., Pereira, G., Ding, A., Huang, X., Dumka, U.C. (2017) A review of biomass burning: Emissions and impacts on air quality, health and climate in China. *Science of the Total Environment*, 579, 1000–1034, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.025>.
- Chen, S.-P., Liao, W.-C., Chang, C.-C., Su, Y.-C., Tong, Y.-H., Chang, J.-S., Wang, J.-L. (2014) Network monitoring of speciated vs. total non-methane hydrocarbon measurements. *Atmospheric Environment*, 90, 33–42, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.020>.
- Chen, Z., Liu, S.-J., Cai, S.-X., Yao, Y.-M., Yin, H., Ukai, H., Uchida, Y., Nakatsuka, H., Watanabe, T., Ikeda, M. (1994) Exposure of workers to a mixture of toluene and xylenes. II. Effects. *Occupational and Environmental Medicine*, 51, 47–49, <https://doi.org/10.1136/oem.51.1.47>.
- Donahue, N.-M., Prinn, R.-G. (1990) Nonmethane hydrocarbons chemistry in the remote marine boundary layer. *Journal of Geophysical Research*, 95, 18378–18411, <https://doi.org/10.1029/JD095iD11p18387>.
- Duan, J., Tan, J., Yang, L., Wu, S., Hao, J. (2008) Concentration, sources and ozone formation potential of volatile organic compounds (VOCs) during ozone episode in Beijing. *Atmospheric Research*, 88, 25–35, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.09.004>.
- EIL (2015) Survey report on methane & non-methane hydrocarbon in ambient air. REPORT NO. A257-SR-III-1741-1301 (http://environmentclearance.nic.in/writereaddata/Online/EDS/0_0_29_Jun_2015_1754155401HYDROCARBONSURVEYREPORT_MATHURAREFINERY_IOCL.pdf).
- Elbir, T., Cetin, B., Cetin, E., Bayram, A., Odabasi, M. (2007) Characterization of volatile organic compounds (VOCs) and their sources in the air of Izmir, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 149–160, <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9568-z>.
- Filley, C.-M., Halliday, W., Kleinschmidt-Demasters, B.-K. (2004) The effects of toluene on the central nervous system. *Journal of Neuropathology and Experimental Neurology*, 63(1), 1–12, <https://doi.org/10.1093/jnen/63.1.1>.
- Fleming, L.-T., Weltman, R., Yadav, A., Edwards, R.-D., Arora, N.-K., Pillarisetti, A., Meinardi, S., Smith, K.-R., Blake, D.-R., Nizkorodov, S.-A. (2018) Emissions from village cookstoves in Haryana, India, and their potential impacts on air quality. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 15169–15182, <https://doi.org/10.5194/acp-18-15169-2018>.
- Guo, H., Wang, T., Louie, P.-K.-K. (2004) Source apportion-

- ment of ambient non-methane hydrocarbons in Hong Kong: Application of a principal component analysis/absolute principal component scores (PCA/APCS) receptor model. *Environmental Pollution*, 129, 489–498, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.006>.
- Kandyala, R., Raghavendra, S.-P.-C., Rajasekharan, S.-T. (2010) Xylene: an overview of its health hazards and preventive measures. *Journal of Oral Maxillofacial Pathology*, 14(1), 1–5, <https://doi.org/10.4103/0973-029X.64299>.
- Kumar, S., Aggarwal, S.-G., Sarangi, B., Malherbe, J., Barre, J.-P.-G., Beraïl, S., Séby, F., Donard, O.-F.-X. (2018) Understanding the Influence of Open-waste Burning on Urban Aerosols using Metal Tracers and Lead Isotopic Composition. *Aerosol and Air Quality Research*, 18, 2433–2446, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.11.0510>.
- Kumar, S., Aggarwal, S.-G., Gupta, P.-K., Kawamura, K. (2015) Investigation of the tracers for plastic-enriched waste burning aerosols. *Atmospheric Environment*, 108, 49–58, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.066>.
- Liu, W.-T., Chen, S.-P., Chang, C.-C., Ou-Yang, C.-F., Liao, W.-C., Su, Y.-C., Wu, Y.-C., Wang, C.-H., Wang, J.-L. (2014) Assessment of carbon monoxide (CO) adjusted non-methane hydrocarbon (NMHC) emissions of a motor fleet-A long tunnel study. *Atmospheric Environment*, 89, 403–414, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.002>.
- Madeira, A., Dias, F.-A., Filipe, E. (2009) Environmental and pollutants gas analyzers. *Fundamental and Applied Metrology*, XIX IMEKO World Congress, September 6–11, 2009, Lisbon, Portugal.
- Majumdar, D., Gajghate, D.-G. (2011) Sectoral CO₂, CH₄, N₂O and SO₂ emissions from fossil fuel consumption in Nagpur City of Central India. *Atmospheric Environment*, 45, 4170–4179, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.019>.
- Majumdar, D., Chintada, A., Sahu, J., Rao, C.-V.-C. (2013) Emissions of greenhouse and non-greenhouse air pollutants from fuel combustion in restaurant industry. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10, 995–1006, <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0247-7>.
- Mudliar, S., Giri, B., Padoley, K., Satpute, D., Dixit, R., Bhatt, P., Pandey, R., Juwarkar, A., Vaidya, A. (2010) Bioreactors for treatment of VOCs and odours: A review. *Journal of Environmental Management*, 91, 1039–1054, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.01.006>.
- Nagpur Municipal Corporation (2006) Nagpur City Development Plan (Vol. 1), Nagpur, India.
- Nishanth, T., Praseed, K.-M., Satheesh Kumar M.-K., Valsaraj, K.-T. (2014) Observational Study of Surface O₃, NO_x, CH₄ and Total NMHCs at Kannur, India. *Aerosol and Air Quality Research*, 14, 1074–1088, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.11.0323>.
- Pandey, A., Sadavarte, P., Rao, A., Venkataraman, C. (2014) Trends in multi-pollutant emissions from a technology-linked inventory for India: II. Residential, agricultural and informal industry sectors. *Atmospheric Environment*, 99, 341–352, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.080>.
- Purkait, N.-N., De, S., Sen, S., Chakrabarty, D.-K. (2009) Surface ozone and its precursors at two sites in the northeast coast of India. *Surface ozone and its precursors at two sites in the northeast coast of India*. *Indian Journal of Radio and Space Physics*, 38, 86–97.
- Sahu, L.-K., Lal, S. (2006a) Distributions of C₂–C₅ NMHCs and related trace gases at a tropical urban site in India. *Atmospheric Environment*, 40(5), 880–891, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.021>.
- Sahu, L.-K., Lal, S. (2006b) Characterization of C₂–C₄ NMHCs distributions at a high altitude tropical site in India. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 54(2), 161–175, <https://doi.org/10.1007/s10874-006-9023-0>.
- Sarkar, S. (2015) Diurnal and Seasonal variability of Ozone with its Precursors Gases at Jabalpur. *International Journal of Science Research and Management*, 3(8), 3495–3506.
- Sharma, A., Sharma, S.-K., Pathak, U., Gupta, N.-C., Mandal, T.-K. (2016) Study on surface ozone and its precursors at an urban site of Delhi, India. *Indian Journal of Radio and Space Physics*, 45, 95–100.
- Sharma, G., Sinha, B., Pallavi, Hakkim, H., Chandra, B.-P., Kumar, A., Sinha, V. (2019) Gridded Emissions of CO, NO_x, SO₂, CO₂, NH₃, HCl, CH₄, PM_{2.5}, PM₁₀, BC, and NMVOC from Open Municipal Waste Burning in India. *Environmental Science and Technology*, 53(9), 4765–4774, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07076>.
- Srivastava, A., Mazumdar, D. (2011) Monitoring and Reporting VOCs in Ambient Air. In *Air Quality Monitoring, Assessment and Management* (Ed. Mazzeo, N.A.), Intech Open, USA.
- Tan, J., Guo, S., Ma, Y., He, K., Yang, F., Yu, Y., Wang, J. (2011) Characteristics of atmospheric non-methane hydrocarbons in Foshan City, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183(1–4), 297–305, <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1922-0>.
- Tang, J.-H., Chan, L.-Y., Chan, C.-Y., Li, Y.-S., Chang, C.-C., Liu, S.-C., Wu, D., Li, Y.-D. (2007) Characteristics and diurnal variations of NMHCs at urban, suburban, and rural sites in the Pearl river delta and a remote site in South China. *Atmospheric Environment*, 41, 8620–8632, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.029>.
- Warnec, P. (1988) *Chemistry of Natural Atmosphere*. Academic Press Inc. (London) Ltd., pp. 223–277.
- WMO (2007) WMO Global Atmosphere Watch (GAW) Strategic Plan: 2008–2015, TD NO. 1384, Geneva. (<http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/documents/gaw172-26sept07.pdf>).
- Xiao, H., Zhu, B. (2003) Modeling study of photochemical ozone creation potential of non-methane hydrocarbon. *Water Air and Soil Pollution*, 145, 3–16, <https://doi.org/10.1023/A:1023604007059>.
- Zielinska, B., Sagebiel, J., Harshfield, G., Pasek, R. (2001) Volatile organic compound measurements in the California/Mexico border region during SCOS97. *Science of the Total Environment*, 276(1–3), 19–31, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00769-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00769-0).

9.2 มาตรฐานระดับเสียง





ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

ฉบับที่ ๑๕ (พ.ศ. ๒๕๔๐)

เรื่อง กำหนดมาตรฐานระดับเสียงโดยทั่วไป

อาศัยอำนาจตามความในมาตรา ๓๒ (๕) แห่งพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติกำหนดมาตรฐานระดับเสียงโดยทั่วไปไว้ดังต่อไปนี้

ข้อ ๑ ในประกาศนี้

“ระดับเสียงโดยทั่วไป” หมายความว่า ระดับเสียงที่เกิดขึ้นในสิ่งแวดล้อม

“ค่าระดับเสียงสูงสุด” หมายความว่า ค่าระดับเสียงสูงสุดที่เกิดขึ้นในขณะใดขณะหนึ่งระหว่างการตรวจวัดระดับเสียง โดยมีหน่วยเป็นเดซิเบลเอ หรือ dB (A)

“ค่าระดับเสียงเฉลี่ย ๒๔ ชั่วโมง” หมายความว่า ค่าระดับเสียงคงที่ที่มีพลังงานเทียบเท่าระดับเสียงที่เกิดขึ้นจริง ซึ่งมีระดับเสียงเปลี่ยนแปลงตามเวลาในช่วง ๒๔ ชั่วโมง (๒๔ hours A-weighted Equivalent Continuous Sound Level) ซึ่งเรียกโดยย่อว่า Leq ๒๔ hr โดยมีหน่วยเป็นเดซิเบลเอ หรือ dB (A)

“มาตรฐานระดับเสียง” หมายความว่า เครื่องวัดระดับเสียงตามมาตรฐาน IEC ๖๕๑ หรือ IEC ๘๐๔ ของคณะกรรมการวิชาการระหว่างประเทศว่าด้วยเทคนิคไฟฟ้า (International Electrotechnical Commission, IEC)

ข้อ ๒ ให้กำหนดมาตรฐานระดับเสียงโดยทั่วไป ไว้ดังต่อไปนี้

(๑) ค่าระดับเสียงสูงสุด ไม่เกิน ๑๑๕ เดซิเบลเอ

(๒) ค่าระดับเสียงเฉลี่ย ๒๔ ชั่วโมง ไม่เกิน ๙๐ เดซิเบลเอ

ข้อ ๓ การตรวจวัดระดับเสียงโดยทั่วไป ให้ดำเนินการดังต่อไปนี้

(๑) การตรวจวัดค่าระดับเสียงสูงสุด ให้ใช้มาตรระดับเสียงตรวจวัดระดับเสียงในบริเวณที่มีคนอยู่หรืออาศัยอยู่

(๒) การตรวจวัดค่าระดับเสียงเฉลี่ย ๒๔ ชั่วโมง ให้ใช้มาตรระดับเสียงตรวจวัดระดับเสียงอย่างต่อเนื่องตลอดเวลา ๒๔ ชั่วโมงใดๆ

(๓) การตั้งไมโครโฟนของมาตรระดับเสียงที่บริเวณภายนอกอาคารให้ตั้งสูงจากพื้นไม่น้อยกว่า ๑.๒๐ เมตร โดยในรัศมี ๓.๕๐ เมตร ตามแนวราบรอบไมโครโฟนต้องไม่มีกำแพงหรือสิ่งอื่นใดที่มีคุณสมบัติในการสะท้อนเสียงกีดขวางอยู่

(๔) การตั้งไมโครโฟนของมาตรระดับเสียงที่บริเวณภายในอาคารให้ตั้งสูงจากพื้นไม่น้อยกว่า ๑.๒๐ เมตร โดยในรัศมี ๑.๐๐ เมตร ตามแนวราบรอบไมโครโฟนต้องไม่มีกำแพงหรือสิ่งอื่นใดที่มีคุณสมบัติในการสะท้อนเสียงกีดขวางอยู่และต้องห่างจากช่องหน้าต่างหรือช่องทางที่เปิดออกนอกอาคารอย่างน้อย ๑.๕๐ เมตร

ข้อ ๔ การคำนวณค่าระดับเสียงจะต้องเป็นไปตามวิธีการที่องค์การระหว่างประเทศว่าด้วยมาตรฐาน (International Organization for Standardization, ISO) กำหนด ซึ่งกรมควบคุมมลพิษจะประกาศในราชกิจจานุเบกษา

ประกาศ ณ วันที่ ๑๒ มีนาคม พ.ศ. ๒๕๔๐

พลเอก ชวลิต ยงใจยุทธ

นายกรัฐมนตรี

ประธานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

(ประกาศในราชกิจจานุเบกษา เล่ม ๑๑๔ ตอนที่ ๒๓ ง วันที่ ๓ เมษายน ๒๕๔๐)

9.3 มาตรฐานความสันสะท้อน



ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

ฉบับที่ ๓๓ (พ.ศ. ๒๕๕๓)

เรื่อง กำหนดมาตรฐานความสะอาดเพื่อป้องกันผลกระทบต่ออาคาร

โดยที่เป็นการสมควรกำหนดมาตรฐานความสะอาดเพื่อป้องกันผลกระทบต่ออาคาร เพื่อเป็นเกณฑ์ทั่วไปสำหรับการส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมตามพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕

อาศัยอำนาจตามความในมาตรา ๓๒ (๕) แห่งพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ อันเป็นพระราชบัญญัติที่มีบทบัญญัติบางประการเกี่ยวกับการจำกัดสิทธิและเสรีภาพของบุคคล ซึ่งมาตรา ๒๕ ประกอบกับมาตรา ๓๓ มาตรา ๓๔ มาตรา ๔๑ และมาตรา ๔๓ ของรัฐธรรมนูญแห่งราชอาณาจักรไทย บัญญัติให้กระทำได้โดยอาศัยอำนาจตามบทบัญญัติแห่งกฎหมาย คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ จึงออกประกาศไว้ ดังต่อไปนี้

ข้อ ๑ ในประกาศนี้

“อาคารประเภทที่ ๑” หมายความว่า

(๑) อาคารที่ใช้เป็นโรงงานตามกฎหมายว่าด้วยโรงงาน

(๒) อาคารพาณิชย์ อาคารสำนักงาน อาคารคลังสินค้า อาคารพิเศษ อาคารขนาดใหญ่ ตามกฎหมายว่าด้วยการควบคุมอาคาร

(๓) อาคารอื่นใดที่มีการใช้ประโยชน์ในอาคารเช่นเดียวกันกับอาคารตาม (๑) และ (๒)

“อาคารประเภทที่ ๒” หมายความว่า

(๑) อาคารอยู่อาศัย อาคารอยู่อาศัยรวม ห้องแถว ตึกแถว บ้านแถว บ้านแฝด ตามกฎหมายว่าด้วยการควบคุมอาคาร

(๒) อาคารชุดตามกฎหมายว่าด้วยอาคารชุด

(๓) หอพักตามกฎหมายว่าด้วยหอพัก

(๔) อาคารที่ใช้เป็นสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาล และอาคารที่ใช้เป็นโรงพยาบาลของทางราชการ

(๕) อาคารที่ใช้เป็นสถานที่ศึกษาตามกฎหมายว่าด้วยโรงเรียนเอกชน อาคารที่ใช้เป็นโรงเรียนของทางราชการ อาคารที่ใช้เป็นสถานที่ศึกษาของสถาบันอุดมศึกษาของเอกชนตามกฎหมายว่าด้วยสถาบันอุดมศึกษาเอกชน และอาคารที่ใช้เป็นสถานที่ศึกษาของสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ

(๖) อาคารที่ใช้ประโยชน์เพื่อกิจกรรมทางศาสนา

(๗) อาคารอื่นใดที่มีลักษณะของการใช้ประโยชน์ในอาคารเช่นเดียวกันกับอาคารตาม (๑)

(๒) (๓) (๔) (๕) และ (๖)

“อาคารประเภทที่ ๓” หมายความว่า

(๑) โบราณสถานตามกฎหมายว่าด้วยโบราณสถาน โบราณวัตถุ ศิลปวัตถุ และพิพิธภัณฑสถานแห่งชาติ

(๒) อาคารหรือสิ่งปลูกสร้างในลักษณะอื่นใดที่มีลักษณะไม่มั่นคงแข็งแรงแต่มีคุณค่าทางวัฒนธรรม

“ความเร็วอนุภาคสูงสุด (Peak Particle Velocity: PPV, V_{max})” หมายความว่า ค่าความเร็วของความสั่นสะเทือนในแนวแกนนอน (แกน X หรือ แกน Y) หรือแนวแกนตั้ง (แกน Z) ที่มีค่าสูงสุด

“ความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๑” หมายความว่า ความสั่นสะเทือนที่ไม่ทำให้เกิดการถล่มและการสั่นพ้องของโครงสร้างอาคาร

“ความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๒” หมายความว่า ความสั่นสะเทือนที่ทำให้เกิดการถล่มหรือการสั่นพ้องของโครงสร้างอาคาร

“การสั่นพ้อง (Resonance) ของโครงสร้างอาคาร” หมายความว่า ปรากฏการณ์ใดๆ ที่ก่อให้เกิดการสั่นสะเทือนใกล้เคียงหรือมีค่าเท่ากับความถี่ธรรมชาติ (Natural Frequency) ของโครงสร้างอาคารนั้น

“ความถี่ธรรมชาติ (Natural Frequency) ของโครงสร้างอาคาร” หมายความว่า ความถี่ในการสั่นสะเทือนของโครงสร้างอาคารหรือส่วนประกอบของอาคารแต่ละอาคารที่มีลักษณะเฉพาะภายใต้การสั่นแบบอิสระ

“โครงสร้างอาคาร” หมายความว่า ส่วนของอาคารที่เป็นเสา คาน ตง พื้นหรือส่วนอื่นซึ่งโดยสภาพถือได้ว่ามีความสำคัญต่อความมั่นคงแข็งแรงของอาคารนั้น

“ส่วนประกอบของอาคาร” หมายความว่า ส่วนของอาคารที่นอกเหนือจากโครงสร้างอาคารที่มีการยึดอย่างมั่นคงกับโครงสร้างอาคาร

ข้อ ๓ หลักเกณฑ์ และวิธีตรวจวัดความสันสะท้อน ให้เป็นไปตามรายละเอียดในภาคผนวกท้ายประกาศนี้

ข้อ ๔ ประกาศนี้ให้มีผลตั้งแต่วันถัดจากวันประกาศในราชกิจจานุเบกษาเป็นต้นไป

ประกาศ ณ วันที่ ๒๖ เมษายน พ.ศ. ๒๕๕๓

อภิสิทธิ์ เวชชาชีวะ

นายกรัฐมนตรี

ประธานกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ

ภาคผนวก
ท้ายประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ
ฉบับที่ ๓๗ (พ.ศ. ๒๕๕๓)
เรื่อง กำหนดมาตรฐานความสั่นสะเทือนเพื่อป้องกันผลกระทบต่ออาคาร

ข้อ ๑ บทนิยาม

“มาตรฐานความสั่นสะเทือน” หมายความว่า เครื่องวัดความสั่นสะเทือนตามมาตรฐาน DIN ๔๕๖๖๙-๑ ของประเทศเยอรมัน (Deutsches Institut für Normung) หรือเครื่องวัดความสั่นสะเทือนอื่นที่มีคุณสมบัติเทียบเท่าตามที่กรมควบคุมมลพิษเห็นชอบ

ข้อ ๒ ก่อนทำการตรวจวัดความสั่นสะเทือนทุกครั้งจะต้องปรับเทียบความถูกต้องของมาตรฐานความสั่นสะเทือนหรือตรวจสอบการใช้งานของมาตรฐานความสั่นสะเทือนให้เป็นไปตามคู่มือการใช้งานที่ผู้ผลิตกำหนดไว้

ข้อ ๓ การติดตั้งหัววัดความสั่นสะเทือน ให้ติดตั้งหัววัดแกน X และแกน Y ในลักษณะที่ทำมุมฉากต่อกัน โดยให้แกนใดแกนหนึ่งขนานไปกับผนังอาคารด้านที่หันหน้าไปทางแหล่งกำเนิดความสั่นสะเทือน และให้แกน Z อยู่ในแนวตั้งในลักษณะที่ทำมุมฉากกับแกน X และแกน Y โดยมีลักษณะการติดตั้งในแต่ละพื้นที่ดังนี้

(๑) การติดตั้งหัววัดบนพื้นดิน ให้ติดตั้งหัววัดบนลิ่มซึ่งตอกลงบนพื้นดิน และให้ตอกลิ่มจนมิดลงในดิน

(๒) การติดตั้งหัววัดที่พื้นอาคาร ให้ติดตั้งหัววัดโดยยึดหัววัดกับพื้นด้วยขีผึ้งเหนียวหรือกาว

(๓) การติดตั้งหัววัดที่ผนังอาคารหรือกำแพง ให้ติดตั้งหัววัดบนลิ่มซึ่งเจาะบนผนังอาคารหรือกำแพงหรือยึดหัววัดกับผนังอาคารหรือกำแพงด้วยวัสดุอื่นในลักษณะที่มั่นคง

ข้อ ๔ การตรวจวัดความสั่นสะเทือนกรณีนี้ ๑ ให้ดำเนินการดังนี้

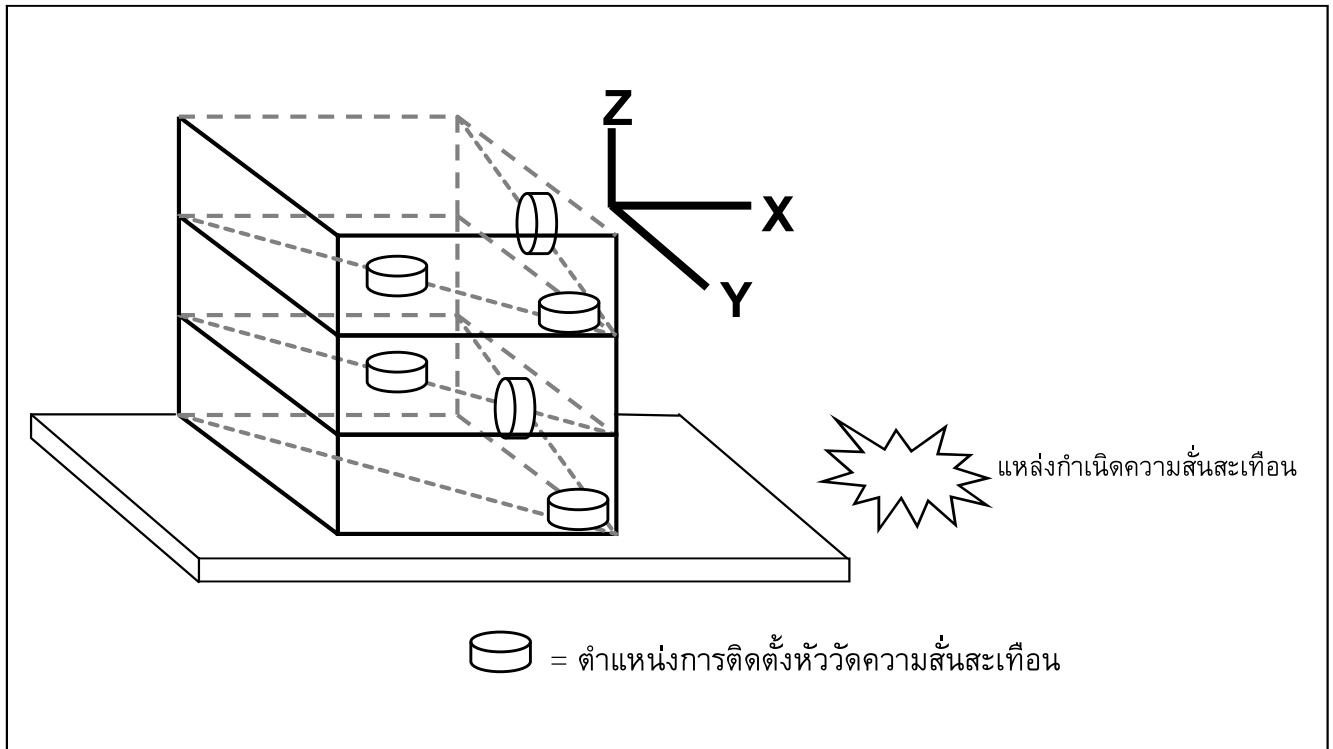
(๑) การติดตั้งหัววัดความสั่นสะเทือนให้ดำเนินการตามข้อ ๓ โดยมีจุดตรวจวัดความสั่นสะเทือนกรณีนี้ ๑ ดังภาพที่ ๑

(ก) การตรวจวัดความสั่นสะเทือนบริเวณฐานรากหรือชั้นล่างของอาคาร ให้ติดตั้งหัววัดบริเวณอาคารด้านที่หันหน้าไปทางแหล่งกำเนิดความสั่นสะเทือน โดยติดตั้งหัววัดบนพื้นอาคารชั้นล่างบริเวณใกล้ฐานกำแพงนอกสุดของอาคารหรือบนผนังอาคารหรือกำแพงนอกสุดของอาคารหรือช่องเปิดบนผนังอาคารหรือกำแพงนอกสุดของอาคาร และตำแหน่งหัววัดต้องอยู่สูงจากพื้นอาคารหรือพื้นดินไม่เกิน ๐.๕ เมตร สำหรับอาคารซึ่งมีชั้นล่างเป็นบริเวณกว้าง ให้ตรวจวัดหลายๆ ตำแหน่งๆ กัน

(ข) การตรวจวัดความสั่นสะเทือนบริเวณชั้นบนสุดของอาคาร ให้ติดตั้งหัววัดเข้ากับพื้นอาคารบริเวณที่ใกล้ผนังอาคารหรือกำแพงหรือบนผนังอาคารหรือกำแพงที่ชั้นบนสุดของอาคาร

(ค) การตรวจวัดความสั่นสะเทือนบริเวณพื้นอาคารในแต่ละชั้น ให้ติดตั้งหัววัดบริเวณกึ่งกลางพื้นอาคารในแต่ละชั้นยกเว้นฐานรากหรือชั้นล่างของอาคาร

- (๑) ช่วงเวลาในการตรวจวัด ต้องครอบคลุมถึงระยะเวลาที่เกิดความสั่นสะเทือนที่ต้องการประเมินผล
- (๒) การบันทึกผล ให้บันทึกค่าความเร็วอนุภาคสูงสุดในแต่ละแกน



ภาพที่ ๑

ตัวอย่างจุดตรวจวัดความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๑

ข้อ ๕ การตรวจวัดความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๒ ให้ดำเนินการดังนี้

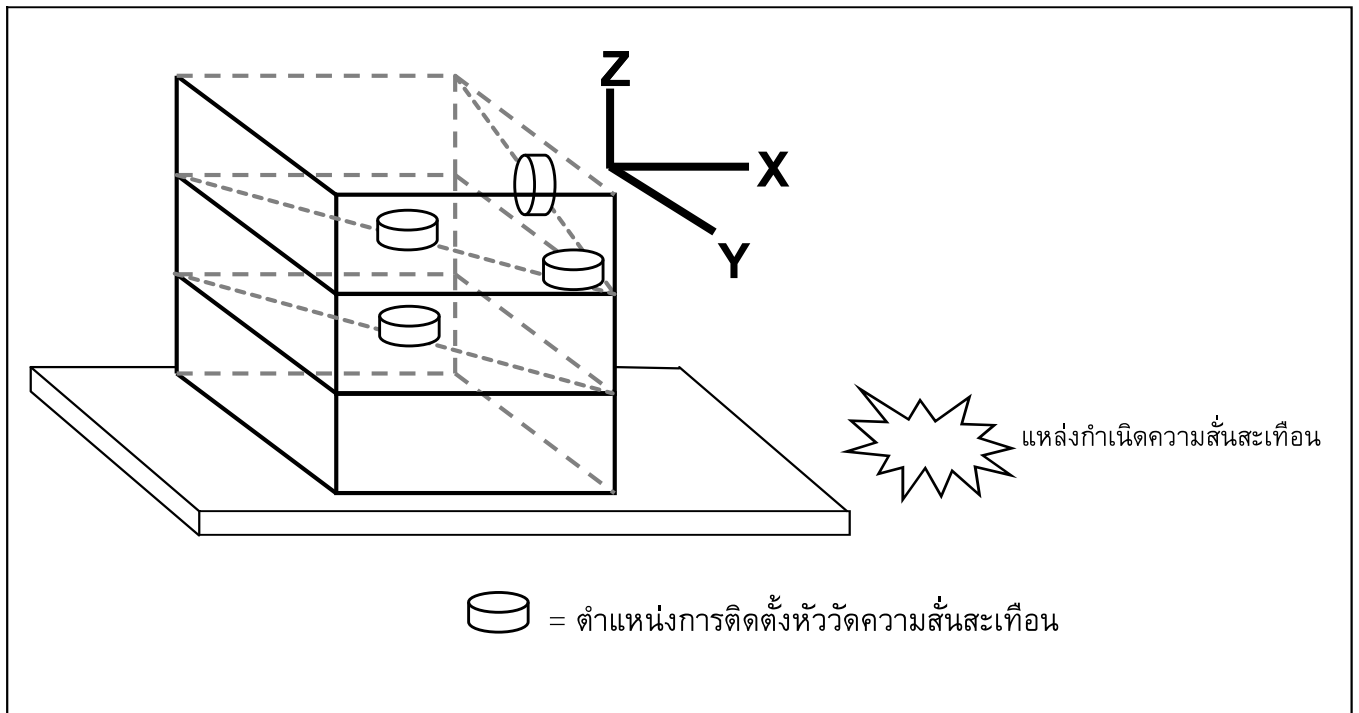
(๑) การติดตั้งหัววัดความสั่นสะเทือนให้ดำเนินการตามข้อ ๓ โดยมีจุดติดตั้งหัววัดความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๒ ดังภาพที่ ๒

(ก) การตรวจวัดบริเวณชั้นบนสุดของอาคารหรือบริเวณชั้นที่มีค่าความสั่นสะเทือนสูงสุด ให้ติดตั้งหัววัดเข้ากับพื้นอาคารบริเวณที่ใกล้ผนังอาคารหรือกำแพงหรือบนผนังอาคารหรือกำแพงที่ชั้นบนสุดของอาคารหรือบริเวณชั้นที่มีค่าความสั่นสะเทือนสูงสุด

(ข) การตรวจวัดบริเวณพื้นอาคารในแต่ละชั้น ให้ติดตั้งหัววัดบริเวณกึ่งกลางพื้นอาคารในแต่ละชั้นยกเว้นฐานรากหรือชั้นล่างของอาคาร

(๒) ช่วงเวลาในการตรวจวัด ต้องครอบคลุมถึงระยะเวลาที่เกิดความสั่นสะเทือนที่ต้องการประเมินผล

(๓) การบันทึกผล ให้บันทึกค่าความเร็วอนุภาคสูงสุดในแต่ละแกน



ภาพที่ ๒

ตัวอย่างจุดตรวจวัดความสั่นสะเทือนกรณีที่ ๒

ข้อ ๖ การประเมินผลของความสั่นสะเทือนต่ออาคารที่อาจมีขึ้นในอนาคต การติดตั้งหัววัดความสั่นสะเทือนให้ดำเนินการตามข้อ ๓ โดยติดตั้งหัววัดที่พื้นดินบริเวณที่อาจมีอาคารในอนาคตหรือที่ฐานรากหรือชั้นล่างของอาคารใกล้เคียงโดยให้แกนใดแกนหนึ่งขนานไปกับแนวแกนหลักของอาคารที่อาจมีขึ้นในอนาคต และได้รับผลกระทบจากความสั่นสะเทือน

YOUR



ศึกษาโดย

ศูนย์วิจัยและบริการวิชาการสิ่งแวดล้อม คณะสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

เลขที่ 50 ถนนงามวงศ์วาน แขวงลาดยาว เขตจตุจักร

กรุงเทพมหานคร 10900

โทรศัพท์ 02-579-3877, 02-579-3878